

Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten <i>Gyrodactylus salaris</i> i Driva	Løpenummer 7473-2020	Dato 28.02.2020
Forfatter(e) Anders Gjørwad Hagen ¹ , Ingar Becsan ¹ , Carlos Escudero ¹ , Øyvind Garmo ¹ , Estelle Grønneberg ² , Peter Stig Hansen ¹ , Tobias Holter ³ , Sigurd Hytterød ² , Elena Martínez-Francés ¹ , Kjetil Olstad ³ , Anne Luise Ribeiro ¹ og Johannes Rusch ² . ¹ Norsk institutt for vannforskning, ² Veterinærinstituttet i Oslo, ³ Norsk institutt for naturforskning	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Sider 41

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet M-1649 2020	Oppdragsreferanse Jarle Steinkjer 19087455
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180127

Sammendrag

Klor tilsatt som monokloramin i svært lave konsentrasjoner kan fjerne *Gyrodactylus salaris* fra laksunger i løpet av få dager uten å ha synlige negative effekter på fisken. I denne rapporten presenteres et feltforsøk der målet har vært å få bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, og særlig å få testet om et nytviklet blandesystem for monokloramin kan brukes i fullskala behandling mot *G. salaris*. Vi har testet et blandesystem for monokloramin, elektronisk styring av doseringen basert på vannnivåmåling i elv og metoder for måling av klorkonsentrasjon i elva. Potensielle feilsituasjoner for blandesystemet er undersøkt. Det ble også gjennomført eDNA-målinger før og etter doseringen for å undersøke om det var mulig å påvise endringer i mengden eDNA fra laks og *G. salaris* som følge av klordoseringen. Forsøket ble gjennomført i nederste del av Driva i Møre og Romsdal i oktober 2019, med ett doseringspunkt fra sperra i Snøvasmelan. Forsøket viser at kloramin blandet på stedet kan doseres til en elv. Resultatene viser også at kloramin opprettholdes på aktiv form tilfredsstillende lenge for å kunne brukes til behandling mot *G. salaris*.

Fire emneord	Four keywords
1. <i>Gyrodactylus salaris</i>	1. <i>Gyrodactylus salaris</i>
2. Monokloramin	2. Monochloramine
3. Behandling	3. Treatment
4. Driva	4. Driva

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Anders Gjørwad Hagen
Prosjektleder

Atle Hindar
Faglig kvalitetssikrer

ISBN 978-82-577- 7208-6
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Forsøksbehandling med monokloramin mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Driva

Forord

På bakgrunn av tidligere utredningsarbeider fremla prosjektgruppen for Miljødirektoratet i februar 2018 forslag til videre utredning av klor som bekjempelsesmiddel i kampen mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Med utgangspunkt i et skissert treårig prosjekt valgte Miljødirektoratet å etablere en treårig intensjonsavtale (Avtalenummer 19087455).

Prosjektet er organisert som et samarbeid mellom NIVA, Veterinærinstituttet og NINA. Koordinerende og administrativt ansvar har ligget hos NIVA, ved prosjektleder Anders Gjørwad Hagen.

I dette delprosjektet har Anders Gjørwad Hagen vært prosjektleder, spesifisert overordnet utforming av doseringsanlegget, ledet feltforsøket og deltatt på befaring til Lovö. Ingar Becsan har konstruert blandeskapet. Carlos Escudero har bidratt med kjemifaglige råd. Øyvind Garmo har planlagt og rapportert labforsøkene, bidratt med kjemifaglige råd til de andre delprosjektene i tillegg til planlegging av og deltagelse på befaring til Lovö. Estelle Grønneberg har gjennomført kloranalyser under feltforsøket. Peter Stig Hansen har konstruert styreskapet og elektronikkdelen av blandeskapet, samt deltatt på feltforsøket. Tobias Holter har deltatt på planlegging og feltforsøket. Sigurd Hytterød har deltatt på planlegging, samt feltarbeid ifm. eDNA-undersøkelser. Elena Martínez-Francés har planlagt, gjennomført og rapportert labforsøkene, samt bidratt med reagenser til de andre forsøkene. Kjetil Olstad har deltatt på planlegging, og befaring til Lovö. Anne Luise Ribeiro har gjennomført kloranalyser under feltarbeidet, og Johannes Rusch har gjennomført feltarbeid og eDNA-analyser.

Forsøket som rapporteres her er gjennomført i nedre deler av Driva i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. Inger Helene Sira og Trond Haukebø hjalp til med gjennomføring av prosjektet lokalt i Driva. Helge Bardal, Pål Adolfsen og Steinar Stensli ved Veterinærinstituttet i Trondheim, seksjon for miljø og smittetiltak hjalp til med forsøksgjennomføringen. Laboratorieforsøk ble gjennomført ved NIVA i Oslo. Ulf Eriksson ved Lovö vattenverk ved Drottningholm bistod med omvisning i vannverket og med informasjon om hvordan monokloramin tillages ved deres anlegg. Rolf Høgberget skaffet diverse utstyr til doseringssystemet.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Jarle Steinkjer. Alle takkes for det gode samarbeidet.

Oslo, 28.02.2020

Anders Gjørwad Hagen,
prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
2	Materiale og metoder.....	9
2.1	Forsøkslokaliteten	9
2.2	Vannføring og vannhastighet.....	9
2.3	Doseringssystemet	10
2.3.1	Prinsippskisser av doseringssystemet	11
2.3.2	Prinsipp for blanding av kloramin.....	12
2.3.3	Vannføring.....	13
2.3.4	Online overvåking og datalogging.	14
2.3.5	Automatisk og manuell dosering.....	14
2.3.6	Testing av operasjonelle grenseverdier.	16
2.4	Dosering av kjemikalier og kjemianalyser.....	16
2.5	Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt.....	17
2.5.1	Testing av klorkjemi.....	17
2.6	Effekter på <i>G. salaris</i> (eDNA).....	18
3	Resultater.....	19
3.1	Doseringssystemet	19
3.1.1	Testing av feilsituasjoner	20
3.2	Vannkjemi.....	21
3.3	Utvikling i <i>G. salaris</i> -infeksjon.....	22
4	Diskusjon.....	23
4.1	Konstruksjon av doseringsanlegget	23
4.2	Feltforsøket.....	23
4.3	Oppsummering og konklusjon.....	26
5	Referanser	27
6	Delrapport fra kjemiforsøk på laboratoriet og i felt.	29
6.1	Innledning	30
6.2	Metode	30
6.3	Resultater og diskusjon.....	33
6.4	Konklusjon	40
6.5	Litteratur	41

Sammendrag

Det er kjent at klor tilsatt som monokloramin i svært lave konsentrasjoner kan fjerne *Gyrodactylus salaris* fra laksunger i løpet av få dager uten å ha synlige negative effekter på fisken. Ved en eventuell behandling med kloramin mot *G. salaris* der målet er å utrydde parasitten fra et vassdrag, må alt vann der *G. salaris* kan oppholde seg behandles. Dette krever tilsetning av kloramin også i sideelver og sidebekker, og fra flere doseringspunkter i hovedelva for å tilføre ny virksom klor når konsentrasjonen av aktiv klor gradvis reduseres med tiden.

I denne rapporten presenteres et feltforsøk der målet har vært å få bedre kjennskap til dosering av kloramin i stor skala, særlig å få testet om et nyutviklet blandesystem for monokloramin kan brukes i fullskala behandling mot *G. salaris*. Vi har testet et blandesystem for monokloramin, elektronisk styring av doseringen basert på vann-nivåmåling i elv og metode for måling av klorkonsentrasjon i elva. Potensielle feilsituasjoner for blandesystemet er undersøkt. Det ble også undersøkt om klordoseringen hadde effekt på mengden eDNA fra *G. salaris* og laks. Det var relativt sett mindre eDNA fra *G. salaris* etter doseringen enn før, når dette vurderes mot mengden eDNA fra laks.

Undersøkelsene er gjennomført i elva Driva, ved laksesperra i nærheten av Snøvasmelan. Kloraminløsningen ble tilsatt fra et dyserør ved sperra, og målinger av klor ble gjort ved Bommen, Myren Camping og Kraftverket, henholdsvis 250 m, 1 km og 2 km nedstrøms doseringspunktet.

Klorkonsentrasjonen i elva ble som forventet gradvis redusert fra tilsetningspunktet til målepunktene nedover i elva, i tråd med det som tidligere er målt under forsøk i Glitra. Men konsentrasjonene ble opprettholdt i tilstrekkelig grad til at fullskala dosering fra flere doseringspunkter kan gjennomføres.

Doseringsanlegget som ble testet og metodikken for produksjon av monokloramin i felt fungerte godt. Med unntak av litt ustabilitet i doseringspumpene, var anlegget svært driftssikkert og hadde gode sikkerhetsmekanismer for nødstopp ved ulike feilsituasjoner.

Summary

Title: Experimental treatment using monochloramine against the salmon parasite *Gyrodactylus salaris* in river Driva

Year: 2020

Author(s): Anders Gjørwad Hagen, Ingar Becsan, Carlos Escudero, Øyvind Garmo, Estelle Grønneberg, Peter Stig Hansen, Tobias Holter, Sigurd Hytterød, Elena Martínez-Francés, Kjetil Olstad, Anne Luise Ribeiro and Johannes Rusch.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577- 7208-6

It has been established that chlorine - added as monochloramine – can be used successfully in low concentrations to remove *Gyrodactylus salaris* from juvenile salmon in a matter of a few days without apparent negative impact on the fish. During any potential treatment with chloramine against *G. salaris*, where the goal is to eradicate the parasite from a waterbody, it is imperative that all water where the parasite can occur is treated. This requires the administration of chloramine to all tributaries as well as from several dosing points in the main river in order to add new active chlorine since the concentration of active chlorine gradually reduces over time.

In this report we present a field study with two specific aims. Firstly, we wanted to increase the knowledge on large-scale administration of chloramine and furthermore the aim was to test the efficacy of a newly developed mixing-system for monochloramine in a full-scale treatment of a river. The study encompassed testing a monochloramine mixing system, conducting tests on the automated regulation of dosage based on water levels in the river, measuring chlorine concentrations in the river as well as carrying out error simulation on the mixing system. It was also investigated whether chlorine dosing had an effect on the amount of eDNA from *G. salaris* and salmon in the river. There was relatively a reduced amount of *G. salaris* eDNA after dosing than before, when compared to the amount of salmon eDNA.

All analyses were conducted during a test dosing of chloramine in the River Driva at the salmon migration barrier near Snøvasmelan. The chloramine solution was added to the river from dosing-nozzles and chlorine concentrations were measured at the sample points “Bommen”, “Myren Camping” and “Kraftverket”. These sample points were located at 250 m, 1 km and 2 km downstream the river, respectively.

The chlorine concentration in the river gradually decreased from the dosing point to the measurement points downstream as expected, corresponding to previous measurements during the experiment in the River Glitra.

Both the mixing unit and the method for the on-site production of monochloramine worked well. Except for a minor instability regarding the dosing-pumps, the unit remained operational and was equipped with suitable security mechanisms such as emergency shut-downs when required.

1 Innledning

Gyrodactylus salaris ble innført til Norge på 70-tallet, og parasitten er påvist i 51 norske elver (Hytterød mfl. 2020). Parasitten er ansett som en stor trussel mot norsk villaks og myndighetene har som mål å utrydde den fra alle områder hvor den er etablert (Anon 2014). Det brukes derfor store ressurser på bekjempelse av parasitten og per januar 2020 er 38 vassdrag friskmeldt, fem vassdrag er ferdigbehandlet, men fortsatt ikke friskmeldt og åtte vassdrag fordelt på to regioner er fortsatt infiserte (Hytterød mfl. 2020). Nåværende smittestatus i tillegg til faren for fremtidige nye innførsler fra smittede regioner og/eller infiserte vassdrag i våre naboland tilsier at vedlikehold og utvikling av metoder for bekjempelse fortsatt er viktig.

Laboratorieforsøk ved Veterinærinstituttet (VI) i Oslo har vist at hypokloritt tilsatt i svært lave konsentrasjoner til vannet kan fjerne *G. salaris* fra laksunger i løpet av 2-6 dager uten å ha synlige negative effekter på fisken (Hagen mfl. 2014). De siste årene er det gjort en rekke forsøk med formål å utvikle klor som behandlingsmetode mot *G. salaris* i elver. Gjennom disse forsøkene er det blant annet funnet at klorforbindelser tilsatt som monokloramin har en mer langvarig effekt mot parasitten enn om det blir tilsatt som hypokloritt (Hagen mfl. 2018). Denne varigheten av effekten er en viktig egenskap ved fullskala behandling i vassdrag. Den mer langvarige effekten av monokloramin mot patogene bakterier er også kjent fra drikkevannsbehandling, hvor noen vannverk bruker kloraminering for at klor skal holde seg på aktiv form mens vannet spres på distribusjonsnettet.

Med aktivt klor¹ menes her samlet konsentrasjon av klorforbindelser med desinfiserende effekt. I denne fraksjonen inngår fritt klor (klorgass, hypoklorsyre og hypokloritt) og bundet klor (monokloramin, dikloramin og trikloramin). Det er forskjeller på hvor effektive disse forbindelsene er som biocider. Totalkonsentrasjon av aktivt klor, men også hvilke av de spesifikke klorforbindelsene som utgjør aktivt klor, er avgjørende for hvor effektivt klor er som desinfeksjonsmiddel mot bakterier. Fri klor, og spesielt klorgass og hypoklorsyre har høy antibakteriell effekt, men reagerer (og inaktiveres) raskt. Ved lave doser vil derfor effekten forsvinne fort. Monokloramin har en fordel ved at det reagerer langsommere enn fritt klor og at effekten derfor varer lenger ved lave doser.

Vi har antatt at det er samsvar mellom de antibakterielle egenskapene til de ulike klorforbindelsene og deres effekt på *G. salaris*, og vi antar at det er de aktive klorforbindelsene som har den biologiske effekten på *G. salaris*. Klordoseringsforsøk i elva Glitra, øverst i Lierelva i Buskerud høsten 2017, viste at monokloramin også har god behandlende effekt mot *G. salaris* når kjemikaliene tilsettes og transporteres med vannmassene i et naturlig vassdrag, og at effekten fra ett doseringspunkt vedvarte i minimum 80 minutter etter kloramintilsettingen (Hagen mfl. 2018).

I tidligere feltforsøk har kloramin blitt laget på stedet ved å blande en ammoniumkloridløsning og natriumhypokloritt inn i ellevann (Hagen mfl. 2018, Hagen mfl. 2019). Det har blitt brukt blandebøtter og relativt enkle vannføringsstyrte doseringsoppsett for å blande kjemikaliene i ellevann og lede kloraminblandingen ut i elva. Dette har fungert tilfredsstillende i små elver og bekker.

¹ Også kjent som tilgjengelig klor. Klorgass, hypoklorsyre og hypokloritt oksiderer stoffet N, N-diethyl-p-phenylenediamine, forkortet DPD. Monokloramin, dikloramin og trikloramin gjør det samme i en reaksjon katalysert av jodid. Vi utnytter reaksjonen til å bestemme samlet konsentrasjon av de spesifikke klorforbindelsene.

Det gjenstår per i dag to regioner hvor *G. salaris* ikke er utryddet; Driva og Drammen. Begge hovedelvene i disse vassdragene har stor middelvannføring, på henholdsvis 314 m³/s for Drammenselva og 66 m³/s for Driva (NVE Atlas). Stabil og kontinuerlig kloramindosering på høy vannføring er nødvendig for å sikre utryddelse av parasitten fra disse vassdragene. Ved blanding av kloramin før dosering er det viktig at kjemikaliene tilsettes i riktig rekkefølge, at molforholdet mellom klor (hypokloritt) og nitrogen (ammoniumklorid) er godt styrt, og at pH-verdien under reaksjonen ligger innenfor det området (8,3-9,5) som gir god prosessreaksjon og renest mulig monokloramin som produkt.

NIVA har tidligere laget doseringsanlegg for vannføringsstyrt og pH-styrt dosering av svovelsyre og aluminiumsulfat (Hindar mfl. 2015), og mye av kjennskapet fra denne typen doseringsanlegg ble tatt med i vurderingene ved design og konstruksjon av en blandeteknologi for kloramin til bruk i store vassdrag. Prosjektgruppen besøkte også Lovö vannverk på Drottningholm utenfor Stockholm for å hente inn ytterligere erfaring. Vannverket forsyner 40 % av byens befolkning med drikkevann, og som siste ledd i vannbehandlingen før vannet går ut til forbruker tilsettes 2-300 µg klor som monokloramin for å hindre at patogene bakterier i det perifere ledningsnettets når frem til forbruker. Klorkonsentrasjonen hos forbruker er cirka 100 µg klor/l. Vannverket har så langt produsert kloramin i batcher, men det er planlagt en oppgradering av anlegget som vil gi kontinuerlig produksjon av kloramin slik at dette tilsettes drikkevannet straks etter at kloraminen er produsert.

I denne rapporten presenteres utviklingen av et doseringsanlegg for store vassdrag, samt et feltforsøk der målet har vært å teste ut dette anlegget. Det ble gjort for å kunne vurdere om et slik anlegg kan brukes i fullskala behandling mot *G. salaris* i en større elv. Rapporten presenterer også (i kapittel 6) laboratorieforsøk som har vært viktige for forståelsen av hvordan klornedbrytning påvirkes av vannkjemi og ultrafiolett lys (UV).



Figur 1. 180° panorama av sperrekonstruksjonen. Dyserørene kan sees rett over brekket der vannet faller ned over sperregitteret (oransje pil). Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA

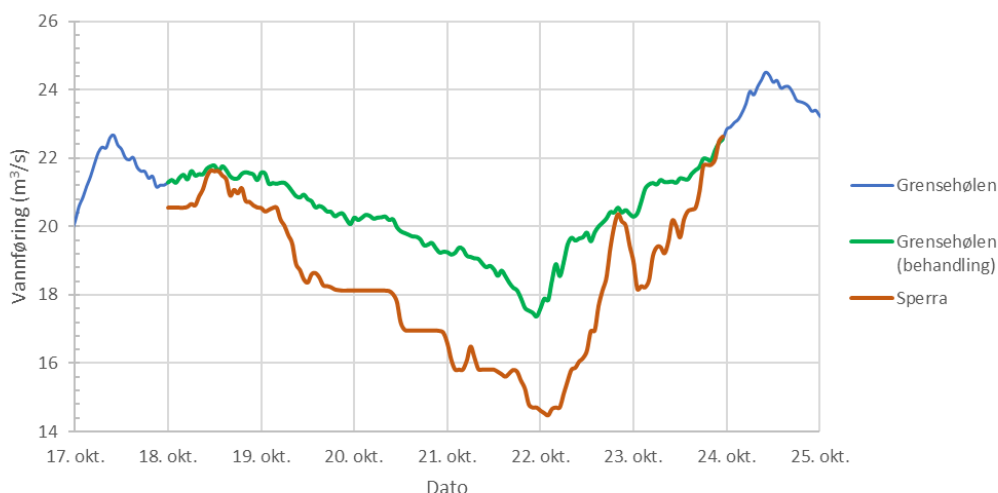
2 Materiale og metoder

2.1 Forsøkslokaliteten

Forsøkene ble lagt til elva Driva ved fiskesperra ved Snøvasmelan (Figur 3). Driva ble valgt som forsøkslokalitet fordi den er en av to store lakseelver som fortsatt har *G. salaris*, og titreringsforsøk (kapittel 6) har vist at vannkjemien i denne elva er godt egnet for klormetoden. Her var det også mulig å koble fysiologiforsøk med stor fisk (egen rapport, Hytterød mfl. 2020) for å teste hva slags doser av klor som kunne tolereres. Driva egnet seg også godt som forsøkselv på grunn av hensiktsmessig størrelse og vannføring, og med mulighet til å kunne teste doseringsutstyret ved høyere vannføringer enn ved tidligere forsøk.

2.2 Vannføring og vannhastighet

Det var lite nedbør i forsøksperioden, og vannføringen var derfor stabil (ca. 17,5 m³/s til ca. 22,5 m³/s; Figur 2) målt ved NVE sin målestasjon ved Grensehølen (NVE stasjons-ID 109.20.0). Målinger gjort med vår vannstandsmåler lå generelt 1-2 m³/s lavere. Et avvik fra faktisk vannføring kan lett korrigeres under fullskala behandling ved å justere klordosen frem til riktig klorkonsentrasjon oppnås i elva.



Figur 2. Vannføring i målestasjonen Driva ved Grensehølen (NVE, 109.20.0) i hele perioden (blå) og behandlingsperioden (grønn) og vår vannstandsmåler (brun) i behandlingsperioden. Vannføringsstasjonen Grensehølen ligger om lag 18 km oppstrøms sperra, og oppstrøms der sideelva Grøva renner inni Driva. Legg merke til y-skala fra 14 til 26 m³/s. Data fra NVE.

Det ble etablert tre vannprøvepunkter i vassdraget for å undersøke utviklingen av klorkonsentrasjonen nedover vassdraget; Bommen, Myren camping, og Kraftverket (Figur 3). Transporttiden fra doseringspunktet for klor ved fiskesperra og ned til to av vannprøvepunktene, Myren camping og Kraftverket, ble bestemt ved å måle fluorescens i ellevannet etter et punktutslipp av det fluorescerende sporstoffet rodamin (Keyacid Rhodamine WT, Keystone). Målingene ble gjort ved hjelp av fluorometer (Turner Designs Cyclops-7) koblet til en logger (Elpro Hotbox-se) slik som beskrevet i Adolfsen mfl. (2017). Transporttiden ble definert som tid fra utslippstidspunktet ved fiskesperra til det tidspunktet hvor fluorescensen var på sitt høyeste i målepunktet. Det ble tilsatt 50 ml rodaminløsning ved vannføring på 24,1 m³/s (NVE, Grensehølen) den 24. oktober. Vannhastigheten fra sperra til henholdsvis Bommen, Myren Camping og Kraftverket er fem minutter (antatt), 20 minutter og 45 minutter (Figur 3 og Tabell 1) ved vannføring 24,1 m³/s.

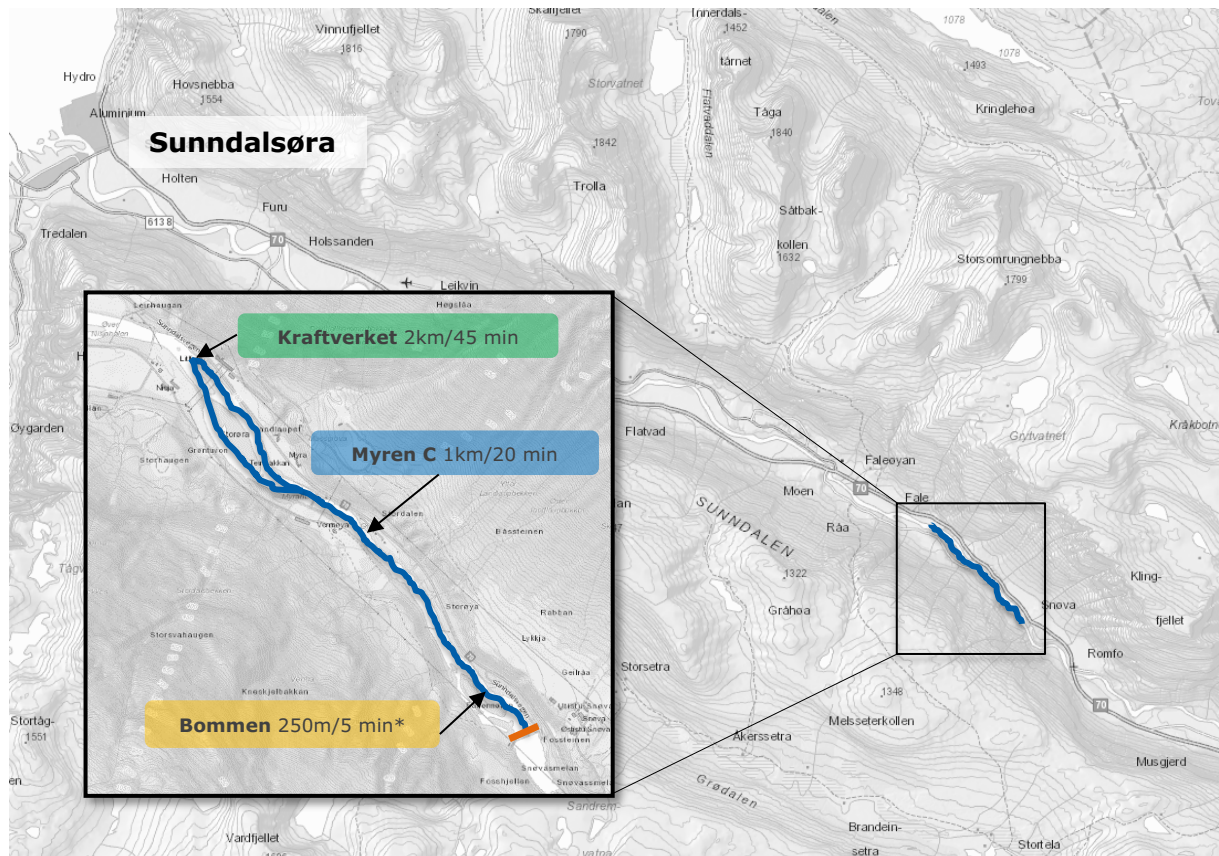
Tabell 1. Transporttid (vannhastighet) i forsøket ved vannføring 24,1 m³/s

Stasjon	Transporttid	Kommentar
Bommen	5 min	Omtrentlig
Myren Camping	20 min	Målt med rodamin
Kraftverket	45 min	Målt med rodamin

Vanntemperaturen i forsøksperioden ble målt med en YSI 600 multiparametersonde direkte i vannet i fisketrappa ved fangsthuset, og lå mellom 2,8 og 4,1 °C (Tabell 3).

2.3 Doseringssystemet

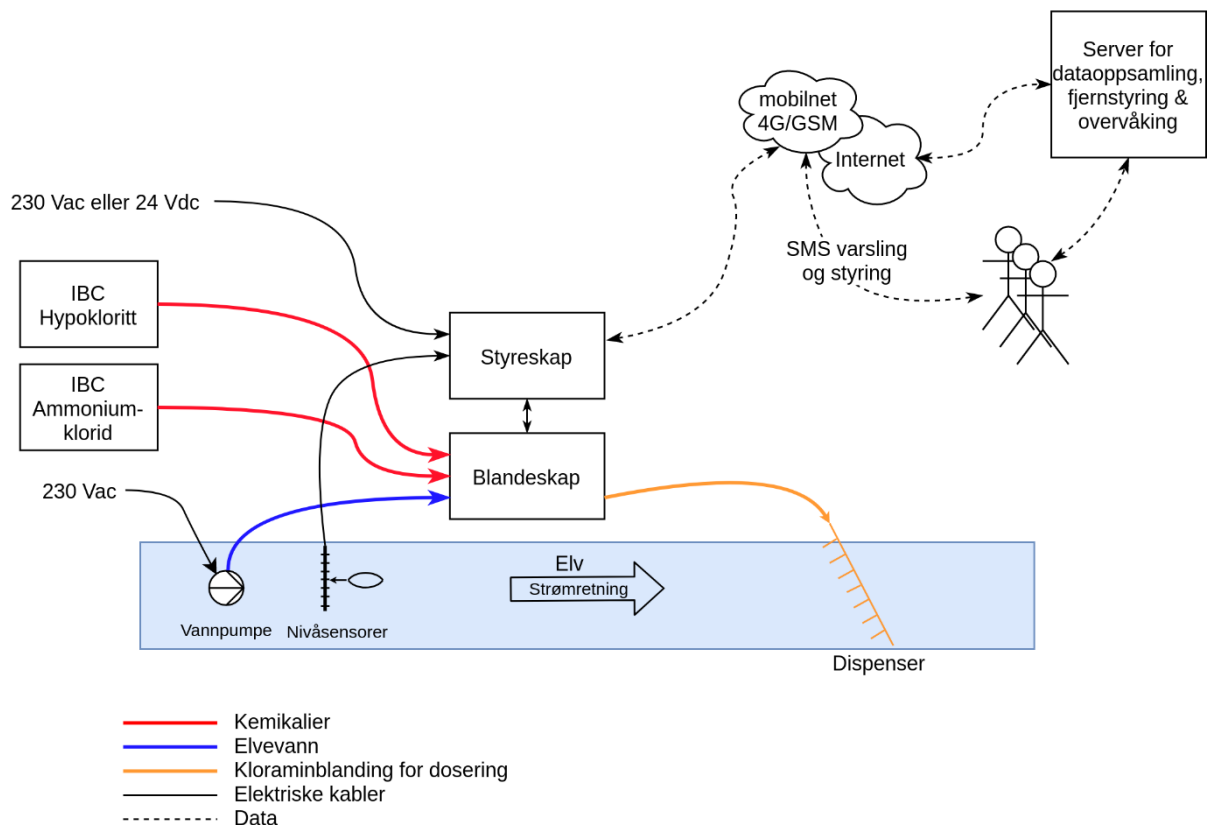
Blandeskapet og styreskapet ble laget og funksjonstestet ved NIVA i Oslo før det ble tatt med til Driva for feltforsøk. Selve feltforsøket ble gjennomført i oktober 2019. Oppsettet ble designet med *ett* doseringspunkt fra fiskesperra, der ønsket konsentrasjon av monokloramin ble tilsatt fra et blandesystem basert på vannføring via styresignal fra nivåstaver i elva. Kloramin ble dannet ved å blande natriumhypokloritt og en ammoniumkloridløsning i en vannstrøm gjennom blandeskapet. Systemet er mer detaljert beskrevet i kapittel 2.3.1. Elvevann ble pumpet til blandeskapet ved hjelp av nedsenkbare pumper, og ferdigblandet kloramin-anrikt vann ble ført til elva og distribuert over elveprofilen fra et rørstrekk med 40 dyser (Figur 1). Nedstrøms doseringspunktet ble det tatt vannprøver ved de etablerte prøvestasjonene for undersøkelse av klorkonsentrasjon i vannet. Ved de samme prøvestasjonene ble det i tillegg tatt prøver for eDNA-undersøkelser før og etter behandlingen for å se om det var mulig å påvise effekter av behandlingen på populasjonen av *G. salaris*. Det ble også undersøkt eDNA fra laks for å se om populasjonen av laks endret seg, for eksempel ved oppvandring, i samme periode. I tillegg ble det etablert en prøvestasjon i laksetrappa ved fangsthuset for å ta referanseprøver av ubehandlet elvevann (Figur 3).



Figur 3. Oversikt over forsøkslokaliteten i Driva. Forsøksstrekningen i elva er angitt med blå strek, og er totalt 2 km lang fra doseringspunktet ved sperra (oransje strek) ned til stasjonen «Kraftverket». Målt vanntransporttid ned til stasjonene er angitt, men tiden ned til Bommen er anslått og merket med *. Kart fra <https://atlas.nve.no/>.

2.3.1 Prinsippskisser av doseringssystemet

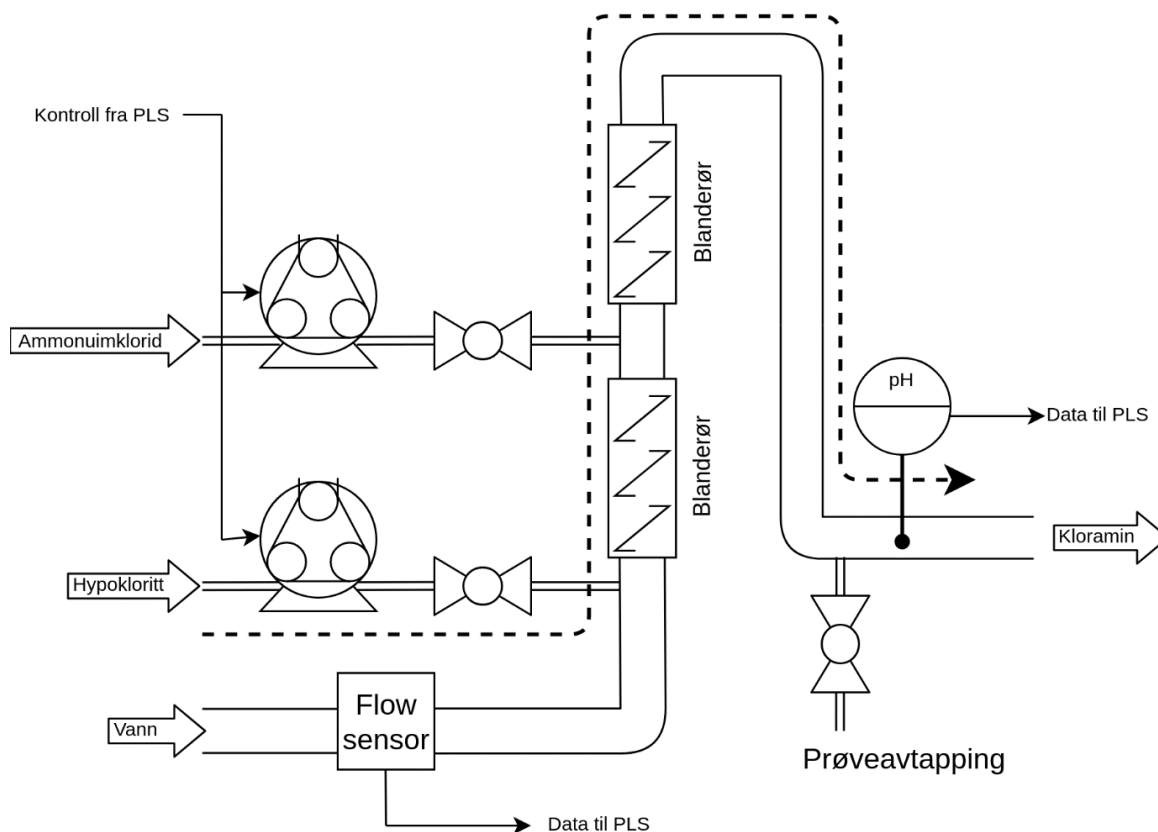
Doseringssystemet doserer kloramin til en ønsket konsentrasjon i mikrogram klor per liter vann. Kloramindoseringen (mg/min) styres eller settes (ved manuell modus) etter vannføring (Q , m³/s). Kloramin dannes ved å blande ammoniumklorid og hypokloritt i vann tatt fra elva, og denne kloraminblandingen pumpes så tilbake i elva. I et blandeskap er det plassert doseringspumper, blanderør og et styreskap med PLS (Programmerbar Logisk Styring) og 4G Modem, eksterne vannpumper og nivåsensorer, samt kjemikaliebeholdere (Figur 4).



Figur 4. Prinsippskisse for doseringssystemet.

2.3.2 Prinsipp for blanding av kloramin

I blandeskapa føres vannet igjennom et blanderør hvor hypokloritt og ammoniumklorid tilsettes ved hjelp av to peristaltikkpumper (Figur 5). Klorkonsentrasjonen i løsningen som tilsettes i elva vil variere som funksjon av vannføring, klordose og vannstrøm i blandesystemet. I dette forsøket var konsentrasjonen av klor som kloramin i dispensert løsning 1-2 g/l. Variasjonen skyldes at vannstrømmen i blandesystemet ikke styres etter vannføring, men var konstant mellom 45-55 l/min. Vannstrømmen er avhengig av hvordan hele systemet er rigget: slangelengder fra vannpumper, høydeforskjell fra pumpested til dispensering fra dyserør, samt vannpumpenes effekt. Vannpumpene er ikke styrt av PLS'en, men vannstrømmen overvåkes ved hjelp av en strømningsmåler.



Figur 5. Prinsippskisse for blandeskapet.

2.3.3 Vannføring

Vannføringen ble beregnet fra målt vannstand på et sted hvor sammenhengen mellom vannføring og vannstand er kjent. Vi brukte eksisterende vannstand/vannføringsberegninger for fiskesperrekonstruksjonen. Med en vannstandsmåler med én centimeter oppløsning ga dette en usikkerhet på 6-10 % av estimert vannføring. Den aktuelle sammenhengen mellom vannstand og vannføring konfigureres i PLS'en. Dersom det ikke er mulig å benytte vannstandsmålinger kan en oppgitt vannføring (for eksempel fra NVE) ved aktuell vannstand settes, men denne må da korrigeres manuelt og løpende under doseringen.

Tabell 2. Beregnede vannføringer basert på vannstand, samt usikkerhet vist som vannføringsavvik og % av vannføring.

Nivå (cm)	Vf (m ³ /s)	Vf usikkerhet (m ³ /s)	Vf usikkerhet (%)
14	9,6	0,91	10,4
15	10,6	0,96	10,0
16	11,6	0,98	9,3
17	12,6	1,02	8,8
18	13,6	1,05	8,3
19	14,7	1,08	7,9
20	15,8	1,11	7,5
21	17,0	1,14	7,2
22	18,1	1,16	6,8
23	19,3	1,20	6,6
24	20,6	1,23	6,4

2.3.4 Online overvåking og datalogging.

Via 4G modemmet ble doseringen overvåket og styrt. PLS'en måler data (pH, vannstrøm, vannstand/vannføring), som sendes via internett til en server hvor de kan presenteres for operasjonell kontroll. Ulike parametere slik som ønsket dosering, alarmnivåer og vannføring kan justeres under drift.

Loggførte data ble i tillegg etterfølgende benyttet for oppfølging og dokumentasjon. Figur 2 viser vannføringsdata som ble samlet under forsøket i Driva, sammenholdt med vannføringsdata fra NVE for Grensehølen i samme periode.

2.3.5 Automatisk og manuell dosering

Doseringssystemet er hovedsakelig designet for automatisk dosering som styres i forhold til vannføring, men kan også settes i manuell modus dersom det ikke er mulig å måle vannføring - eller i vannforekomster som er særlig stabile i vannføring. Dette kan for eksempel være utløp fra kraftverk, der vannføring holdes til et fast nivå avtalt med regulanten. Følgende modi er mulige for styringen av systemet:

Automatisk modus

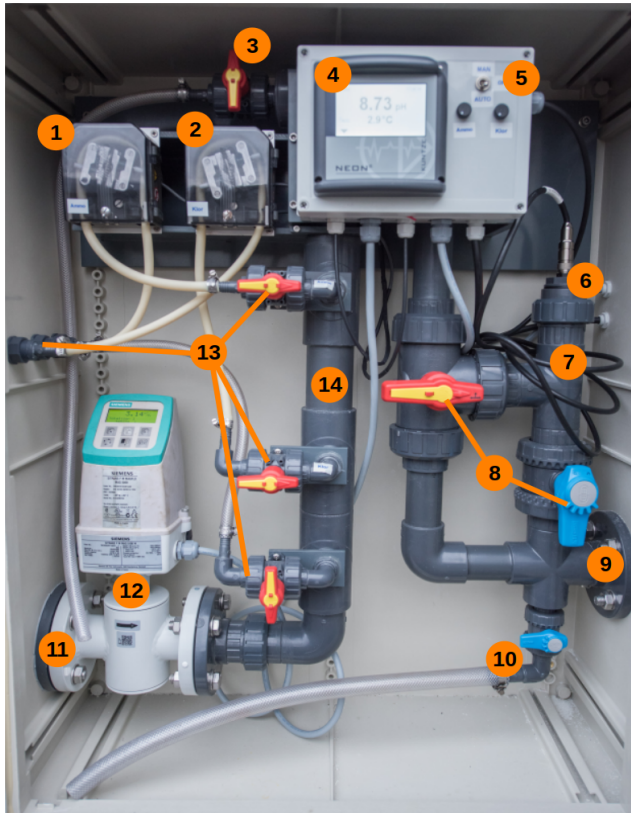
Operasjonelle verdier som er konfigurert til PLS brukes til automatisk å beregne og styre dosering basert på input fra en eller to vannstandssensorer. Parametere som vannstrøm, pH og vannstand overvåkes og systemet vil stoppe dosering og/eller gi alarm hvis målte verdier kommer utenfor fastsatte grenser.

Manuell modus

Dosering (pumpeomdreiningshastighet) stilles og avleses manuelt på kontrollpanelet i styringsskapet (Figur 7 #4). Systemet vil stoppe dosering og/eller gi alarm hvis målte verdier kommer utenfor fastsatte grenser.

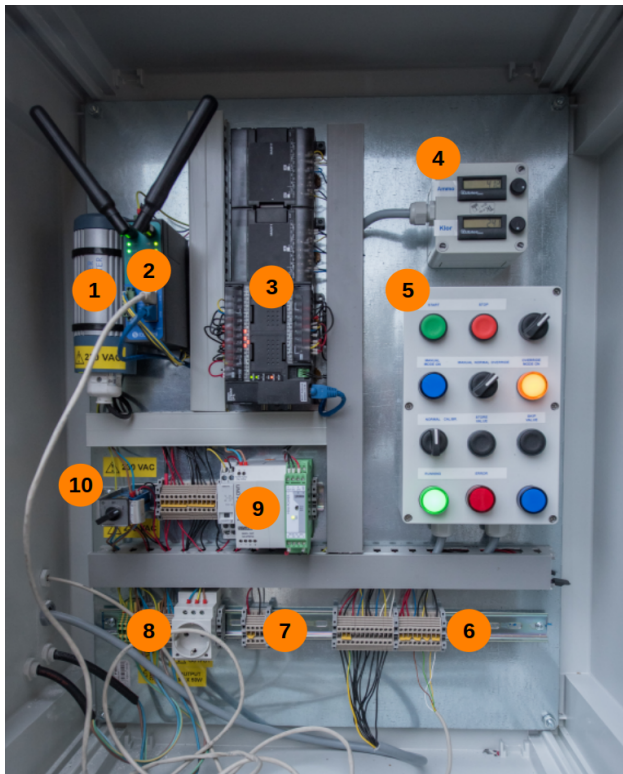
Blandeskap autonomt og manuell

Blandeskapet kan fungere helt uten styringsskap. Doseringen stilles på kontrollpanelet (Figur 6 #5). Peristaltikkpumper styres da uten aktiv regulering av omdreiningshastighet, som heller ikke kan utleses noe sted. Overvåkingen må da utføres manuelt på stedet ved direkte avlesning av displayer på sensorer (pH og vannstrøm).



1. Peristaltisk pumpe for ammoniumklorid
2. Peristaltisk pumpe for hypokloritt
3. Ventil for utlufting av blandeelement
4. pH-transmitter med lokalt display
5. Lokalt manuelt kontrollpanel for peristaltiske pumpene #1-2
6. pH-sensor
7. Brønn for pH-sensor
8. Ventiler for å «bypasse» pH-brønn (#7) under drift
9. Utgangsflens for ferdig dispenseringsløsning
10. Prøvetappingsventil for dispenseringsløsning
11. Inngangsflens for blandevann
12. Strømningsmåler og -transmitter for blandevann
13. Ventiler, slanger og inntak for kjemikaler (3 stk., men bare to i bruk)
14. Blanderør

Figur 6. Blandeskapet og dets komponenter. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.



1. 24Vdc -> 230VAC inverter
2. 4G modem
3. PLS med analoge inn- og utganger
4. Kontrollpanel for manuell styring av doseringspumper med visning av pumpehastighet
5. Panel for styring og kontroll
6. Terminering for sensorer (vannstand) og I/O til blandeskap
7. Terminering for batterier (24Vdc) Input
8. Terminering for 230 VAC Inn og ut
9. 230 VAC – 24Vdc og signaltilpasning.
10. Switch for bytte mellom 230 VAC og 24Vdc.

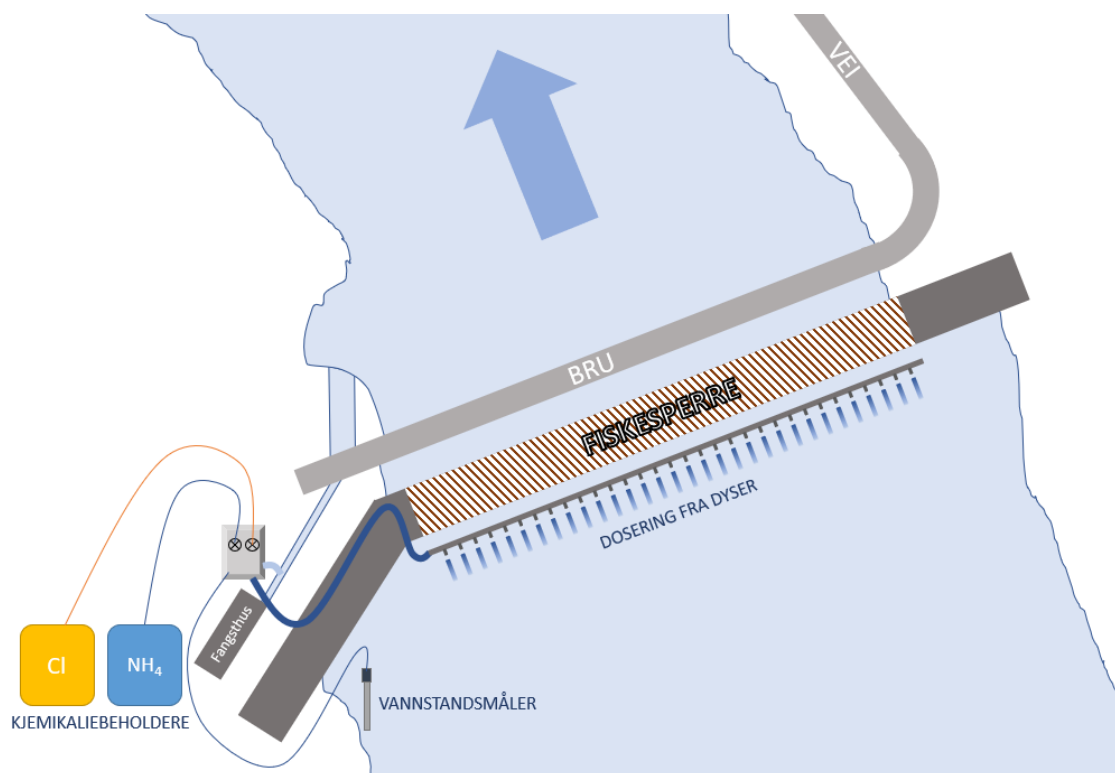
Figur 7. Styringsskapet og dets komponenter. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

2.3.6 Testing av operasjonelle grenseverdier.

PLS'en sammenligner kontinuerlig pH, vannstrøm, vannstand, vannføring og dosering mot fastsatte grenseverdier. For alle målte parametere kan negativ eller positiv overskridelse av de fastsatte grenseverdiene utløse alarmer og/eller automatisk stans. Systemet ble under utprøvingen «stress-testet» for utilsiktet vannstopp, feil på pumper og lekkasjer.

2.4 Dosering av kjemikalier og kjemianalyser

Monokloramin ble laget ved å blande natriumhypokloritt (oppgitt til 10-20 % w/w og målt til 17,5 % w/w) og ammoniumklorid, levert av hhv. Solberg Industrier og Univar. Ammoniumklorid ble løst i ellevann i en IBC-tank (1000 l) til en konsentrasjon på ca. 250 g/l. Monokloramin med nominell konsentrasjon av aktivt klor² på 1-2 g/l ble produsert ved å blande ammoniumklorid og natriumhypokloritt i blandesystemet. Det ble pumpet 43-53 liter ellevann per minutt gjennom blandesystemet ved hjelp av to Pedrello Top 5-pumper, og det ferdig blandede kjemikalievannet ble ledet ut gjennom totalt 40 dyser i dyserørene over elva (Figur 8).



Figur 8. Skisse av doseringsstasjonen. Hypokloritt og ammoniumklorid ledes inn i blandesystemet. Ferdig blandet monokloramin ledes til elva og fordeles der over profilet ved hjelp av dyser fra rør. En mer teknisk beskrivelse av doseringsprinsippet kan sees i Figur 4.

Ammoniumkloriddosen ble valgt slik at det beregnede molare forholdet mellom klor (som Cl₂) og nitrogen ble 0,6-0,8. Denne blandingen hadde under driftsfasen av forsøket pH i området 8,3 - 8,7 (og aldri over 9,0). Produksjonen av monokloramin skjer raskest i pH-området 8,3-9,5. Se labundersøkelsene i kapittel 6 for flere detaljer om de kjemiske forutsetningene. Reaksjonstiden er, foruten pH, avhengig av temperatur og konsentrasjonen av hypokloritt og ammonium. Under de gitte betingelsene vil det ifølge de reaksjonskinetiske konstantene publisert av Qiang og Adams

² Beregnet ut fra målt konsentrasjon av aktiv klor på 17,5 % i stamløsningen.

(2004) ta mindre enn ett sekund å omdanne 99 % av hypokloritten til monokloramin. Oppsettet med ca. 50 m lederør fra blandeskapet ut til motsatt side av elva ga ved vannpumpehastighet 50 l/minutt doseringsblandingen en reaksjonstid på 30-60 sekunder før kjemikalieblandet vann ble tilsatt elva ved dysene. Marginene var derfor svært gode.

2.5 Bestemmelse av klorkonsentrasjon i felt

Vannprøver for kloranalyser ble tatt minst én gang per dag fra tre stasjoner i elva og fra doseringsskapet (Figur 3 og Figur 6 #10). Prøvene ble analysert så raskt som mulig i et feltlaboratorium. Vannprøvene ble filtrert til tre sentrifugerør gjennom et membranfilter med porestørrelse 0,45 µm. Filtratet (25 ml) ble tilsatt 0,15 ml fosfatbuffer³ og deretter ristet før 0,15 ml av en fargereagens basert på N,N-dietyl-p-fenylendiaminsulfat (DPD)⁴ ble tilsatt. Til slutt ble alle prøvene tilsatt én dråpe med mettet kaliumjodidløsning og ristet. Prøvene stod deretter én time beskyttet fra direkte sollys før absorbans av lys med bølgelengde 510 nm ble målt med et Shimadzu UV1240 mini-spektrofotometer i kyvetter med 5 cm lysvei. Målt absorbans i ubehandlet referansevann ble trukket fra og differansen ble brukt til å beregne klorkonsentrasjonen (aktiv klor) basert på en standardkurve. Standardene ble laget ferske hver morgen ved å fortynne en konsentrert klorløsning med kjent konsentrasjon til 50 ml MilliQ vann. Deretter ble 0,3 ml fosfatbuffer og 0,3 ml DPD ble tilsatt til alle prøvene. Prøvene ble ristet etter tilsetning av hvert kjemikalie før de ble satt mørkt i 15 minutter og absorbans avlest.

2.5.1 Testing av klorkjemi

Det ble gjennomført tre tester i felt for å undersøke mulige forbedringer av blandeforholdet mellom klor og ammoniumklorid, robustheten av blandemetoden og de stedlige forholdene med tanke på nedbrytning av klor i elvevannet. Nærmere beskrivelse av punktene under finnes i kapittel 6.

1. Molarforholdet mellom klor og ammonium

Det ble testet tre ulike molare blandingsforhold av ammonium til en klorløsning, etterfulgt av analyser for å undersøke om det ble forskjeller i klorkonsentrasjonen i elvevann. Målet med dette var todelt: 1) Det var ønskelig å bruke så lite ammoniumkloridløsning som mulig, samtidig som kloraminkvaliteten ble tilstrekkelig god. 2) Det var også ønskelig å undersøke hvor robust metoden var, om en eventuell feilblanding ville føre til redusert klorkonsentrasjon i elva.

2. Effekt av aldring på klorkjemi

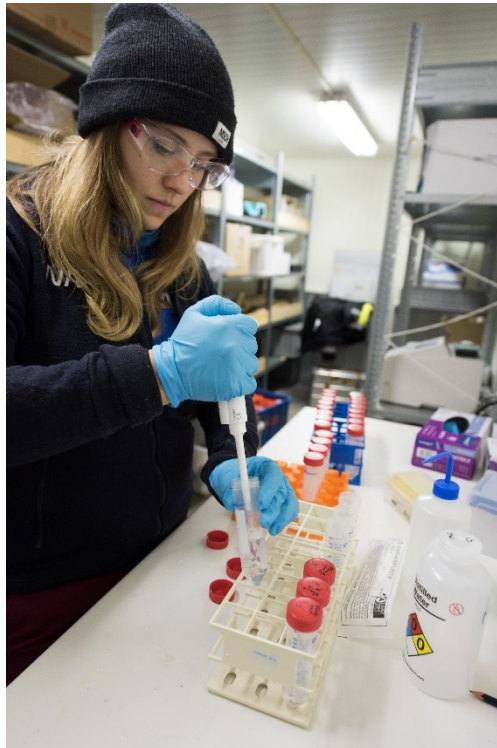
Dette er forsøk som tidligere er gjort i lab, men som det var ønskelig å repetere under feltbetingelser med ferskt elvevann. Vannet var kaldere enn ved tidligere forsøk, og det var ønskelig å få et øyeblikksbilde av vannets evne til å bryte ned tilsatt klor, samt om fortynning kunne spille inn.

3. Titreringsforsøk

Dette er forsøk som tidligere er gjennomført i lab, og resultatene derfra viste at vannet fra Driva reduserte klorkonsentrasjonen med 20-40 % i løpet av 30 minutter. Prosentvis reduksjon var avhengig av startkonsentrasjon.

³ 30 g dinatriumhydrogenfosfat, 46 g kaliumdihydrogenfosfat og 0,8 g EDTA i 1 liter MilliQ

⁴ 1,5 g DPD, 2 ml konsentrert svovelsyre og 0,2 g EDTA i 1 liter MilliQ



Figur 9. Kloranalyser ble utført ved feltlaboratoriet. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.

2.6 Effekter på *G. salaris* (eDNA)

Det ble benyttet miljø-DNA-metodikk (eDNA) for å undersøke tilstedeværelse av *Gyrodactylus salaris* og laks på tre lokaliteter nedstrøms klordoseringspunktet; ved 1. Bommen, 2. Myren camping og 3. Oppstrøms utløpet til kraftverket (Figur 3). Det ble tatt prøver for påvisning av *G. salaris* og laks ca. en uke før- og ca. én uke etter prøvedoseringen med kloramin, henholdsvis den 10. oktober og den 30. oktober. Triplikate vannprøver fra Driva (5 l), ca. 1 meter ut fra elvebredden og ca. 5 cm opp fra elvebunnen ble filtrert gjennom et 2 µm glassfiberfilter (Millipore, Billerica, USA) ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Masterflex E/S med tygonslange, Masterflex, Gelsenkirchen, Germany). Filtrene ble lagt ett og ett i tette plastposer med silicagelkuler og lagret mørkt i romtemperatur. Ekstraksjon av DNA fra filtrene ble gjort på laboratoriet, i henhold til protokoll beskrevet i Strand mfl. (2019). Hver filterprøve ble delt i en A- og en B-prøve. Både miljøkontroll og nullprøve (blank) ble inkludert i DNA-ekstraksjonen og oppkonsentreringen av DNA (PCR-analysen) for å utelukke kontaminering og eventuelt falske positive prøvesvar. Et artsspesifikt assay for deteksjon av *G. salaris* (Rusch mfl. 2018) ble benyttet for påvisning av DNA fra parasitten og et assay beskrevet i Matejusova mfl. (2008) ble brukt for å undersøke for lakse-DNA. PCR-analysene ble utført på en Mx3005P qPCR-maskin (Agilent technologies, Santa Clara, USA). En positiv *G. salaris*-prøve fra Lierelva ble kjørt sammen med eDNA prøvene for å bekrefte funksjonaliteten til eDNA-metoden. Positiv prøve ble brukt på tilsvarende måte for å bekrefte lakse-DNA.

3 Resultater

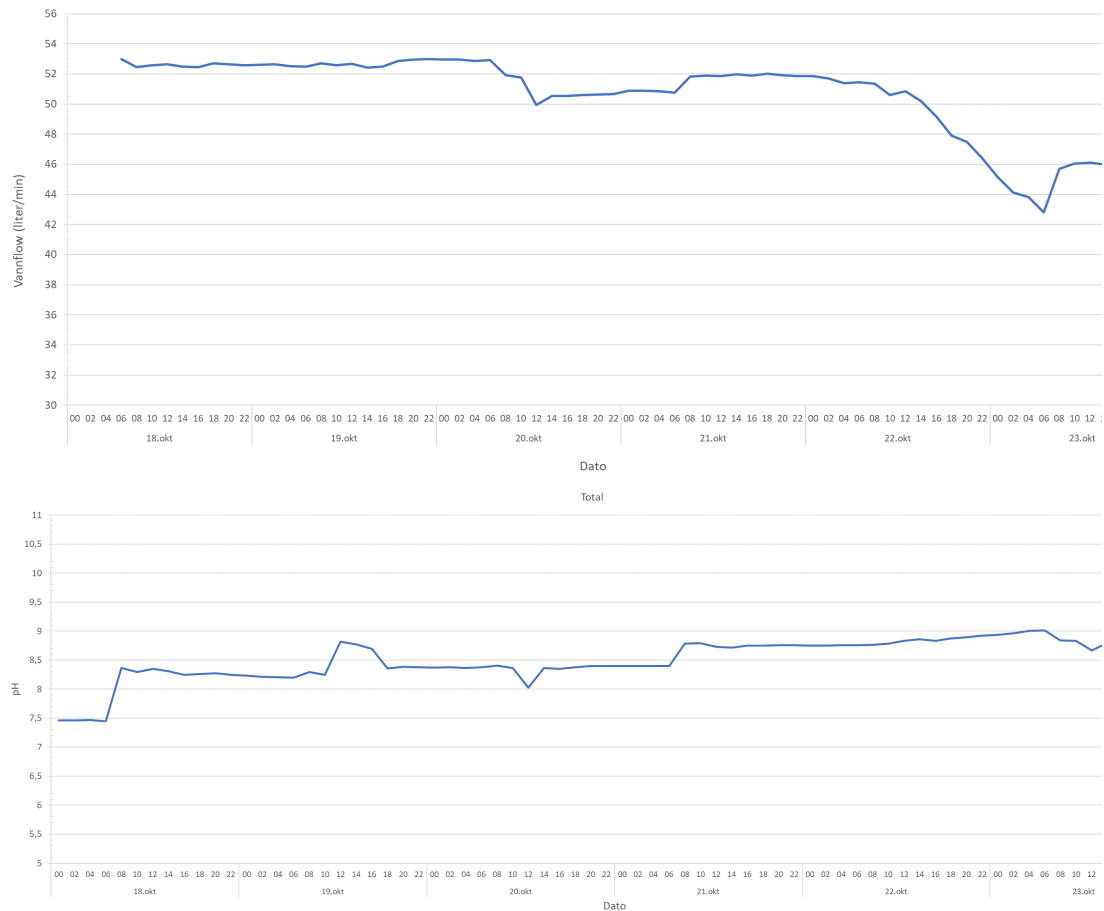
3.1 Doseringssystemet

Doseringssystemet kunne overvåkes og styres online fra en hvilken som helst lokalitet med WIFI eller 4G-dekning. Et kontrollpanel på PC viste de ulike parameterne (Figur 10) slik at disse kunne vurderes, og eventuelt justeres gjennom online endring av pumpehastighet (dose).



Figur 10. Et kontrollpanel på PC viste de ulike parameterne som var relevant for doseringen. Vertikale utslag skyldes restart av systemet etter justering av dose.

Det ble testet fjernstyrt stans og start av anlegget gjentatte ganger uten problemer. Alle målte data ble loggført slik at senere analyse av dataene var mulig. Figur 11 viser loggførte vannstrøm- og pH-data med gjennomsnittsverdier fra hver andre time.



Figur 11. Eksempler på loggført informasjon. Vannstrøm gjennom blandesystemet (øverst) og pH (nederst). Kurvene viser gjennomsnittsverdier fra annenhver time.

3.1.1 Testing av feilsituasjoner

Feiltestingen viste at anlegget vil stoppe automatisk og sende SMS-varsel hvis det måler verdier som er utenfor de tillatte grenseverdiene. Slike verdier kan måles hvis det oppstår feil som kan være til fare for helse, miljø og sikkerhet eller behandlingens kvalitet. Følgende tester ble gjennomført:

Vannstopp

Strømstans eller feil med vannpumpene kan føre til at vannstrømmen i blandeskapet stanser. Dette vil føre til at doseringen til elva opphører, og det vil bli en opphopning av kjemikalier i blandeskapet dersom peristaltikkpumpene fortsetter å dosere ved hjelp av batteridrift. Det er derfor ønskelig at peristaltikkpumpene stanser ved en slik feil. Det ble derfor satt stoppkriterier i PLS'en slik at doseringen stanset ved bortfall av vannstrøm, samt at alarm ble sendt til mobiltelefon. Tester viste at dette fungerte godt og etter hensikten.

Feil på peristaltikkpumper eller slangebrudd/lekkasje

Hypokloritt er sterkt basisk, og ammoniumklorid er svakt surt. Kloraminblandingen som lages har pH omkring 8,3. Hvis en av peristaltikkpumpene doserer feil eller svikter helt, eller hvis det blir brudd og lekkasje på en av tilførselsslengene slik at dosering opphører, vil derfor pH avvike fra 8,3. Graden av avvik vil variere ut fra hvilken av pumpene som svikter, og om det er en gradert svikt, full pumpestopp eller lekkasje. Det ble derfor satt grenseverdier for akseptert pH, med alarm til operatør via SMS for avvikende verdier ($> 8,6$ og $< 8,0$), og doseringsstans ved enda større avvik ($> 8,8$ og $< 7,8$) som skulle tilsi full stans for en av peristaltikkpumpene. Våre tester viste at anlegget sendte alarmer

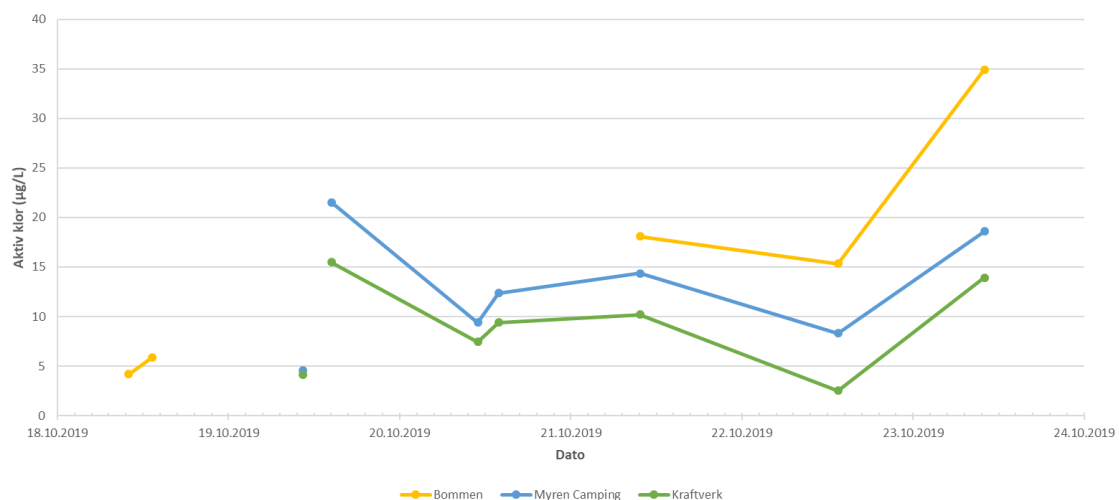
og stanset slik det skulle når vi fremprovoserte pumpesvikt i systemet. pH i kloraminblandingen ble justert opp gjennom forsøket ved å redusere andelen ammoniumklorid, og var på slutten av forsøket nær 9,0. Grenseverdiene ble endret tilsvarende.

3.2 Vannkjemi

Vannet i Driva er svært klart med konsentrasjon av organisk materiale (TOC) på 1-1,5 mg/l (Tabell 4). Dette er lavere enn ved tidligere forsøksdosering i Batnfjordselva og Glitra (Hagen mfl. 2018, Hagen mfl. 2019). pH var relativt stabil rundt 7,5, som er betydelig høyere enn under forsøket i Batnfjordselva (pH 6,1-6,4) og marginalt lavere enn i Glitra (pH 7,7-7,8). Konsentrasjonen av jern og mangan var lav.

Vannkjemien under forsøket i Driva tilsa lite nedbryting av klor. Titreringsforsøk fra laboratoriet i februar 2019 viste da også lavt klorforbruk sammenlignet med vannprøver fra Drammenselva, Batnfjordselva og Glitra (se kapittel 6). Tidligere erfaringer fra elva Glitra tilsier at 25-35 % av tilsatt klor kan måles som aktiv klor i elva (Hagen mfl. 2018), men kan også ligge så lavt som 5-10 % (Hagen mfl. 2019). Det antas at pH og det organiske materialets konsentrasjon og egenskaper er avgjørende for nedbrytingen av klor. Reduksjon av klor som følge av reaksjon med organisk stoff vil kunne variere med vannføring og tid på året.

Klortilsettingen i elvevannet ble økt gjennom forsøket og var mellom 35 og 55 µg/l. Resultatene fra undersøkelsene i feltlaboratoriet (se kapittel 6) viste at 57-68 % (gjennomsnitt 63 %) av en tilsatt dose på 20-80 µg/l ble målt som aktivt klor etter 60 minutter. For prøvetidspunktet 23. oktober da det ble tilsatt 54 µg klor/l til elva skulle dette tilsa en forventet måling på 31 - 37 µg klor/l i elvevannet ved Kraftverket etter cirka 45 minutters oppholdstid. Den målte konsentrasjonen var imidlertid 14 µg/l, som tilsvarer 26 % av utgangskonsentrasjonen. Differansen skyldes trolig det som går tapt ved fortynning, UV-nedbrytning, reaksjon med organisk stoff eller elvesubstrat. Målingene av aktivt klor fra målestasjonene i elva gir holdepunkter for at reduksjonen er på linje med det som er observert tidligere i elva Glitra (Hagen mfl. 2018 og Figur 12), men at nedbrytningen var høyere i Driva under feltforsøket enn i vannprøvene fra Driva som ble titrert i de ulike laboratorieforsøkene (se kapittel 6).



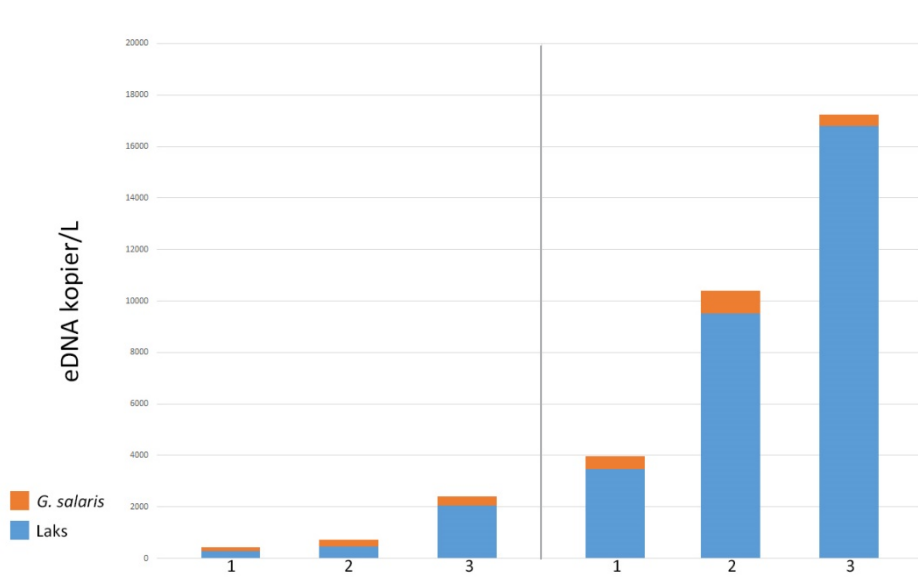
Figur 12. Målte konsentrasjoner av aktiv klor (aktiv total) ved stasjonene Bommen, Myren Camping og Kraftverket gjennom forsøket.

Tabell 3. Vannkjemi i forsøksperioden. Analysene av KOF ble gjort av Eurofins. Konduktivitet, pH, temperatur og turbiditet er målt *in situ*.

Prøvested	Dato	Jern (µg/l)	Kalsium (mg/l)	Mangan (µg/l)	TOC mg C/l	KOF Mn (mg O ₂ /l)	Ammonium (µg N/l)	Konduktivitet (µS/m)	Turbiditet (NTU)	Temperatur (°C)	pH
Fisketrappa	18.10.2019	10,2	6,08	0,54	1,3	1,4	<2	44	1,0	3,9	7,49
Fisketrappa	19.10.2019							45	1,0	3,2	7,55
Fisketrappa	20.10.2019							46	0,9	2,8	7,41
Fisketrappa	21.10.2019	8,9	6,18	0,48	1,1	1	<2	46	0,9	2,8	7,54
Fisketrappa	22.10.2019							47	1,0	4,1	7,55
Fisketrappa	23.10.2019	16,4	6,17	0,86	1,5	1,3	<2	45	1,0	3,7	7,54

3.3 Utvikling i *G. salaris*-infeksjon

Det ble påvist eDNA fra *G. salaris* og laks ved alle de tre prøvestasjonene ved begge prøvetidspunktene (Figur 13). Ved det første prøvetidspunktet ble det registrert en økning i mengder eDNA fra *G. salaris* og laks nedover i elva fra Stasjon 1 til Stasjon 3 (Figur 13). Økningen var større for laks (7,5 ganger), enn for *G. salaris* (2,2 ganger). Ved andre prøvetidspunkt var det en økning i lakse-DNA fra stasjon 1 til 3 på 4,8 ganger, og eDNA-mengden var høyere på hver stasjon, sammenlignet med ved første prøvetidspunkt. Mengden *G. salaris*-DNA var også høyere ved andre prøvetidspunkt, men forskjellen i eDNA-konsentrasjon for *G. salaris* var mindre (2,4 ganger økning) enn det som ble observert for laks (14,1 ganger økning).



Figur 13. eDNA-kopier/l for *G. salaris* (oransje) og laks (blå) ved prøvetidspunkt 10. oktober (venstre) og 30. oktober (høyre) ved stasjon 1 (Bommen), 2 (Myren camping) og 3 (Kraftverket) i Driva.

4 Diskusjon

4.1 Konstruksjon av doseringsanlegget

Etter bygging av blandeskap og styreskap ble det gjennomført grunnleggende funksjonstesting av disse. Det ble pumpet vann gjennom blandesystemet, og det ble bekreftet at strømnings- og pH-sensor med transmittere fungerte normalt. Doseringspumpene ble funksjonstestet. Det ble testet at styreskapet tok imot signaler fra transmittere i blandeskapet, og at begge skap og samspillet mellom dem fungerte slik som tiltenkt.

Det teknologiske nivået på blandesystemet er en videreutvikling fra det som tidligere har vært brukt i sammenheng med dosering av aluminium (se Hindar mfl. 2015). Det nye systemet er i større grad satt opp for toveis kommunikasjon og styring enn det som tidligere er brukt, og det er brukt flere sensorer for å overvåke doseringen. Dette er en stor fordel med tanke på driftssikkerhet og HMS. Doseringsanleggene i de store hovedelvene har det største behovet for driftssikkerhet, da eventuelle feil her vil påvirke betydelige elvearealer og potensielt påvirke store bestander av fisk og andre organismer. Eventuelle feildoseringer i mindre sideelver og bekker vil være mindre kritiske. Hva slags teknologisk ambisjonsnivå, og dermed kostnadsprofil, som velges for blandesystemene på de ulike stedene i vassdraget kan derfor tilpasses behovene.

4.2 Feltforsøket

Feltforsøket i Driva viste at kloramindosering med blandesystemet fungerte etter hensikten. Den elektroniske styringen var pålitelig og sikker, og driftssikkerheten til systemet som helhet var tilfredsstillende. Teknologien er godt tilrettelagt for at observasjon og styring av doseringen kan gjøres sentralt fra et hovedkvarter i vassdraget, ved at alle nødvendige parametere fra alle stasjoner er tilgjengelig online. Det er mulig å skalere opp softwaren til å fremvise flere doseringsenheter i et vassdrag samtidig.

Blandeenheten der klor og ammoniumklorid ble tilsatt og blandet til kloramin fungerte etter hensikten, og ga et utbytte av klor etter blanding som forventet.

I dette forsøket ble det etterstrebet å tilsette omkring 1-2 g klor per liter vann som gikk gjennom blandesystemet, siden dette er kjent å gi en kloraminblanding som er stabil over tid (pers. med. Ulf Eriksson, Lovö vattenverk). Denne klorstyrken på blandingen var tilstrekkelig til å dosere Driva ved en vannføring på 20-40 m³/sekund. Tidligere undersøkelser indikerer imidlertid at man kan lage kloramin opp mot 8 % (80 g/liter) uten at det går på bekostning av kvaliteten av kloramin som dannes (Patent: Raleigh mfl. 1966). Holdbarheten av en slik sterkere kloraminløsning vil bli kortere. Siden kloraminløsningen skal tilsettes direkte til elv uten ytterligere lagring vil imidlertid holdbarheten være av mindre betydning.

Pumpekapasiteten i det blandesystemet som ble brukt vil kunne håndtere minst 500 % økning av doseringen. En vannføring på minst 100 m³/s i Driva kan derfor behandles forsvarlig. Pumper med høyere kapasitet, eventuelt i kombinasjon med økt rørdiameter i blandesystemet, vil kunne gi betydelig økt kapasitet slik at også elver med enda høyere vannføring, slik som Drammenselva, vil kunne behandles. Nedbrytningen av klor i vassdraget ved høye vannføringer og mye organisk materiale vannet vil imidlertid måtte tas med i kapasitetsvurderingen.

Blandesystemet er robust med tanke på fluktuasjoner i pH under blandingen. I dette forsøket ble det tatt sikte på å opprettholde en optimal pH på 8,3 i blandesystemet for å sikre en rask dannelsen av kloramin. Den kjemiske dannelsen av kloramin går imidlertid så raskt at det også ved pH 9,5 dannes ferdig i løpet av sekunder. Dette representerer en robusthet ved metoden ved at også enklere doseringsanlegg i sidebekker, potensielt uten pH-overvåking i blandesystemet, med stor sannsynlighet vil kunne levere kloramin av egnet kvalitet.

Tilsetting av klorblanding over elveprofilet ble gjort ved fordeling fra et dyserør med 40 dyser. Effekten fra pumpene som forsynte blandesystemet med vann var lavere enn på forhånd antatt, som følge av løftehøyden opp til doseringspunktet. Lavere vannstrøm førte dermed til at det ikke kom klorblanding fra dysene ved motsatt elvebredde, lengst fra blandesystemet. Dette ble utbedret ved å strupe noen av dysene nær midten av rørstrekket, slik at mer klorblanding nådde frem til de siste dysene på motsatt elvebredde. For å unngå høy løftehøyde, er det en fordel at taustrekk eller wirestrekk er så rett som mulig og uten for mye heng på midten. For å oppnå dette vil det være nødvendig med et stramt strekk, med sterke og godt dimensjonerte festepunkter i sperrekonstruksjonen (eller tilsvarende, ved andre lokaliteter). Kraftigere pumper eller tilpasning av antall dyser er også mulig for å justere fordelingen over elveprofilet.

Vannstrømmen i doseringssystemet falt fra ca. 53 l/min til 43 l/min i løpet av forsøket – se Figur 11. Reduksjonen skjedde i en periode med mye løvfall og frø fra bjørk i området. Perifer motstand ute i dyserøret økte trolig som følge av at blader/frø tettet til enkelte av dysene helt eller delvis. Endringen i vannstrøm fra elva påvirket ikke selve blandingen og doseringen negativt, og ga kun praktiske ulemper i form av at enkelte dyser ble tette og dermed ikke fordelte kloraminløsningen optimalt i elva. Dette kan løses ved å sette en filterkurv rundt vannpumpene som forsyner blandesystemet, slik at ikke dysene tettes.

For å få gode resultater i utviklingen av en doseringsmetode i et naturlig vassdrag fordrer det at flest mulig parametre har lav variasjon. I dette forsøket var elvas vannkjemi og vannføring relativt stabil. Peristaltikkpumpene som ble brukt til å dosere hypokloritt og ammoniumklorid hadde imidlertid en variasjon i dosering som skapte usikkerheter rundt hva som var faktisk dosering til enhver tid. Peristaltiske pumper er kjent for å ha en sårbarhet i ytelse (milliliter per omdreining) ved variasjoner i væsketrykk på sugesiden. Pumpene viste seg å være noe mer påvirket av disse faktorene i forsøket enn forventet. Dette kan løses ved å sikre at det alltid er overtrykk/fall av kjemikalier inn til blandeskapet, som igjen kan løses ved å heve kjemikalietankene til et høyere nivå, eller senke blandeskapet lavere i forhold til kjemikalietankene. Det finnes også pumper, for eksempel membranpumper, som er bedre egnet hvis det ikke er mulig å lage tilfredsstillende trykk på sugesiden. Begge tiltak vil være mulig ved videreutvikling av metoden, og vil bli vurdert.

Tilsatt klor kan reagere med bunns substrat slik som mose og annet organisk materiale. Dette «forbruker» en del klor og kan redusere konsentrasjonen slik at den eventuelt blir for lav. Det er kjent fra kjemisk behandling med aluminiumsulfat at slik inaktivering av virkestoffer kan forekomme.

I dette forsøket ble den tilsatte klorkonsentrasjonen i elvevannet variert mellom 30 og 60 µg/l, og titreringsforsøk tydet på en reduksjon til 63 % av utgangskonsentrasjonen. I elvevannet ble det imidlertid målt en reduksjon til 26 % av utgangskonsentrasjonen etter 45 minutters oppholdstid. Dette tilsier at forhold i elva gir en ekstra reduksjon, noe som også er kjent fra tidligere forsøk i Glitra (Hagen mfl. 2018). I dette forsøket kan reduksjonen skyldes fortynning fra sidebekker, eller reaksjon med for eksempel organisk stoff fra disse, reaksjon med bunns substrat, men i mindre grad UV-nedbrytning. Fortynning vil bli mindre relevant i en behandlingssituasjon, når det også doseres klor til sidebekker. UV-nedbrytning er gjennom labundersøkelser vist å spille en mindre rolle enn tidligere

antatt (kapittel 6). Nedbrytning som følge av reaksjon med substrat eller stoffer i de frie vannmassene synes derfor å være de største faktorene. Det er imidlertid ikke kjent hvilke av disse to faktorene som har størst betydning. I praktisk bruk vil doseringen uansett måtte tilpasses de stedlige forhold for å oppnå rett konsentrasjon av klor. Det er derfor viktig å ha et godt overvåkingsprogram for klor under dosering, og praktisk erfaring fra forsøksdoseringer med kloramin vil trolig over tid frembringe den nødvendige kunnskap om hvilke faktorer som påvirker nedbrytningen av klor i størst grad.

Det er godt kjent at klorforbindelser er giftig for fisk (Larson mfl. 1978), men det er stor variasjon i litteraturen med hensyn på tålegrenser for ulike fiskearter, særlig ved lave klorkonsentrasjoner. Det er også uklarheter rundt faktiske grenseverdier for enkelte arter, da det er rapportert forskjellig tålegrense for samme fiskeart i ulike studier. I fysiologiforsøket som ble utført i Driva rett før testbehandlingen som rapporteres her, ble stor voksen laks eksponert for henholdsvis 9,5 og 23 µg klor/l i 14 dager. Det ble undersøkt blodfysiologi og gjellepatologi uten å finne negative effekter av kloreksponeringen (Hytterød mfl. 2020). Samtidig ble det klart at infeksjonen av *G. salaris* ble redusert noe saktere enn det som er observert tidligere ved eksponering med den laveste konsentrasjonen av klor. På bakgrunn av disse observasjonene ble det valgt en høyere tilsetning av klor til elvevannet enn det som har blitt gjort i tidligere forsøk slik som i Glitra (Hagen mfl. 2018). Det ble ikke gjort systematiske observasjoner av fisk i elva under forsøket, men de fiskene som ble observert fremviste normal adferd.

eDNA som metode egner seg godt til å påvise organismer i vann, men metoden har begrensninger når det kommer til å kvantifisere mengden av enkeltorganismer i vannmassene. Det er også en generell utfordring å dokumentere fravær av organismer, og dette gjelder uavhengig av metodikk. Prosjektgruppa var klar over usikkerheten for metodikken før eDNA ble bestemt som aktivitet, men vi valgte å gjennomføre prøveuttak og analyser fordi eDNA anses å kunne bli et viktig metodisk verktøy ved klorbehandling av vassdrag. Hensikten med eDNA-analysen i denne studien var å undersøke om prøvedosering av klor over seks dager kunne redusere mengden *G. salaris* i et område på ca. 2 km nedstrøms fiskesperra i Driva.

Den påviste økningen i mengde eDNA for *G. salaris* og laks mellom de to prøvetidspunktene kan ha mange årsaker, men det er sannsynlig at økningen i lakse-DNA skyldes oppvandring av stor, voksen laks mellom prøvetidspunktene. Biomassen av laks kan dermed ha vært større i prøveområdet etter kloramindoseringen, sammenlignet med før behandlingen. Det understrekes imidlertid at det ikke ble gjort fisketellinger som kan bekrefte denne antakelsen. Det er interessant å merke seg at mengden eDNA fra *G. salaris* hadde en betydelig mindre økning (2,4 ganger) enn den for laks (14,1 ganger). Kloramindoseringen kan ha redusert parasittinfeksjonen på fisken som oppholdt seg i forsøksområdet under behandlingsperioden, og *G. salaris*-DNAet som ble detektert ved andre prøveuttak kan dermed være en påvisning av *G. salaris* fra nylig oppvandret laks. Det understrekes imidlertid at eDNA-metoden har visse begrensninger når det kommer til å kvantifisere mengden av enkeltorganismer i vannmassene, og det er derfor ikke mulig å konkludere med om kloramindoseringen reduserte *G. salaris*-infeksjonen i forsøksområdet. Resultatene viser at eDNA-metoden kunne påvise laks og *G. salaris* i forsøksområdet, og at eDNA-nivåene varierte mellom stasjonene og prøvetidspunktene. Dette viser at eDNA-metodikk kan bli et verdifullt verktøy for å studere infeksjonsutvikling under og etter en eventuell behandling med kloramin.

4.3 Oppsummering og konklusjon

Hovedmålet i dette prosjektet har vært å konstruere et blandesystem for kloramin, og funksjonsteste dette gjennom dosering av kloramin til elva Driva. Delmål har vært å undersøke hvordan konsentrasjonen av aktivt klor opprettholdes i vassdraget. Det ble også valgt å undersøke om behandlingseffekten kunne måles med eDNA.

Blandeskapet representerer en betydelig utvikling fra de enklere forsøksoppsettene som har vært brukt i tidligere forsøk med kloramin. Målingene av vannstrøm, pH og pumpestyring i skapet gjør at feilsituasjoner lett oppdages og kan varsles. Målingene gir også et godt grunnlag for å kunne gjøre endringer i dosering fra en annen lokalitet enn der doseringen skjer, for eksempel fra et sentralt hovedkvarter i vassdraget. Eventuelle utilsiktede effekter av justeringen vil kunne oppdages gjennom kontrollpanelet på PC og korrigeres. Pumpingen av vann og blandingen av kjemikalier i rørene gjennom det lukkede systemet gjør at kjemikaliene blir skjermet fra operatør og publikum ved lokaliteten. Dette gir et stort HMS-fortrinn sammenliknet med de første doseringsoppsettene med åpne blandebøtter. Forsøkene viste at blandesystemet har god kapasitet, og vil kunne brukes i Driva på vannføringer som er vanlige i perioder som er relevante for behandling, slik som tidlig høst. Med ytterligere justeringer vil blandesystemet også kunne benyttes i større elver slik som Drammenselva.

Endringen av konsentrasjonen av aktivt klor med tid og avstand fra doseringspunktet ved sperra er i tråd med det som tidligere er observert i feltforsøk i Glitra. Forsøkene i feltlaboratoriet viser at nedbrytningen av klor er større i elv enn i kontrollerte forsøk på lab. Dette må tas i betraktning ved planlegging av logistikk og kjemikaliebestilling. Konsentrert hypokloritt (17 %) og ammoniumklorid er kommersielle produkter som er tilgjengelig i store kvanta, og svært lave konsentrasjoner kan benyttes for å fjerne *G. salaris*. Dette gjør klor godt egnet til behandling i vassdrag med høy vannføring.

5 Referanser

Adolfson, P., Bardal, H., Wist, A.N., Aune, S., Sandodden, R. og Moen, A. (2017). Bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* i Skibotnregionen 2015 og 2016. Veterinærinstituttets rapportserie: 22a – 2017.

Anon (2014). Handlingsplan mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 2014-2016. Miljødirektoratet 2014. 114 s.

Hagen, A.G., Hytterød, S., & Olstad, K. (2014). Low concentrations of sodium hypochlorite affect population dynamics in *Gyrodactylus salaris* (Malmberg, 1957); Practical guidelines for the treatment of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parasite. *Journal of Fish Diseases* 37, 1003-1011.

Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Svendsen, J., Mo, T.A., Escudero, C., Martinez-Frances, E. & Gjessing, M. (2018). Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA-rapport 7238-2018. 26 s.

Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H. & Martínez-Francés, E. (2019). Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris* - feltforsøk i Batnfjordselva. NIVA-rapport 7359-2019. 44 s.

Hytterød, S., Olstad, K., Holter, T., Rusch, J., Garmo, Ø., Gjessing, M., Kraugerud, M., & Hagen, A.G. (2020). Effekter av kloramineksponering på stor, voksen laks (*Salmo salar*). NIVA-rapport 7474-2020. 31 s.

Hindar, A., Hagen, A.G., Hytterød, S., Høgberget, R., Moen, A. & Olstad, K. (2015). Tiltak med AIS for utryddelse av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva i 2011 og 2012. NIVA-rapport 6701-2015. 75 s.

Hytterød, S., Fornes, G. J., Larsen, S., Mohammad, S. N., Darrud, M., Rolén, E., Welde, H. I., Svendsen, J., Soleim, K. B. and Hansen, H. (2020). The surveillance programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway 2019. Surveillance programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2019. Oslo: Norwegian Veterinary Institute 2020. 6 s.

Larson, G.L., Warren, C.E., Hutchins, F.E., Lamperti, L.P., Schlesinger, D.A. & Seim, W.K. (1978). Toxicity of Residual Chlorine Compounds to Aquatic Organisms. United States Environmental Protection Agency, Ecological Research Series EPA-600/3/78/023, 105 pp.

Matejusová, I., Doig, F., Middlemas, S.J., Mackay, S., Douglas, A., Armstrong, J.D., Cunningham, C.O., Snow, M. (2008). Using quantitative real-time PCR to detect salmonid prey in scats of grey (*Halichoerus grypus*) and harbour (*Phoca vitulina*) seals in Scotland – an experimental and field study. *J Appl Ecol.* 45, 632–640. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01429.x>

Raleigh, C.W. og Mesiah, R.N. (1966). Preparation of chloramine. Patentsøknad nummer 9254952, US Patent Office. 6 pp.

Rusch J.C., Hansen H., Strand D.A., Markussen T., Hytterød S., Vrålstad T. (2018). Catching the fish with the worm: a case study on eDNA detection of the monogenean parasite *Gyrodactylus salaris* and two of its hosts, Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Parasites & Vectors* 11. doi:<https://doi.org/10.1186/s13071-018-2916-3>

Strand, D.A., Johnsen, S.I., Rusch, J.C., Agersnap, S., Larsen, W.B., Knudsen, S.W., Møller, P.R., Vrålstad, T. (2019). Monitoring a Norwegian freshwater crayfish tragedy - eDNA snapshots of invasion, infection and extinction. *Journal of Applied Ecology* 56, 1661-1673. doi:<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13404>

Qiang, Z., Adams, C.D., (2004). Determination of Monochloramine Formation Rate Constants with Stopped-Flow Spectrophotometry. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1435–1444. <https://doi.org/10.1021/es0347484>

6 Delrapport fra kjemiforsøk på laboratoriet og i felt.

Reduksjon av aktivt klor tilsatt som monokloramin i vannprøver fra aktuelle elver.

Effekt av UV-bestråling relevant for behandling på sørnorske breddegrader i september/oktober.

6.1 Innledning

I 2018 ble det observert at reduksjonen av klor i Batnfjordselva var betydelig høyere enn det som tidligere har blitt målt i Glitra, Drammenselva og i springvann i Oslo. Dette medførte at det måtte tilsettes relativt høy dose med monokloramin i Batnfjordselva for å oppnå klorkonsentrasjoner som reduserte gyroinfeksjonen på laks (Hagen et al., 2019). I Glitra ble det ved tilsats av 30 µg klor/liter (nominelt) målt 10 µg klor/liter på første stasjon lenger ned i elva (Hagen et al., 2018). I Batnfjordselva måtte det tilsettes nærmere 200 µg klor/liter for å oppnå samme målte klorkonsentrasjon på første stasjon nedstrøms. Vannets transporttid mellom doseringspunkt og første stasjon var riktignok betydelig lengre i Batnfjordselva enn i Glitra, men det var utvilsomt betydelig forskjell på reduksjonen av klor. Klorreduksjonen kan ikke antas å være konstant selv i samme elv, og behov for høy dose vil derfor øke risikoen for uønskede effekter, spesielt uten automatisk doseringskontroll med styringssignal basert på aktiv klor. I lys av dette ble det bestemt at det skulle gjøres laboratorieforsøk der vann fra aktuelle vassdrag skulle titreres med monokloramin for å gi en grov indikasjon på hvilket klorforbruk man kan forvente i ulike aktuelle vassdrag.

I juli 2018 ble det i klarvær gjort forsøk på taket av forskningsparken i Gaustadalléen med reduksjon av klor tilsatt som monokloramin til vann fra Drammenselva. Forsøket viste at reduksjonen i små vannvolumer utsatt for intenst sollys var av betydning. Det ble bestemt at effekten av UV-lys skulle følges opp under kontrollerte betingelser. Titreringsforsøket og bestrålingsforsøket ble gjennomført separat, men deler av metodikken er relevant for begge.

6.2 Metode

Vannprøvetaking

Til titreringsforsøket ble det tatt to runder med vannprøver fra Driva kraftverk, Driva sperre og Driva nederst og Drammenselva hhv. den 4. februar og 25. mars. I tillegg ble det tatt vannprøver fra Lierelva, Litjdalselva, Usma (Øksendal) og Batnfjordselva den 4. februar og fra Vermøy (grunnvannskilde) og DOFA (Glitra) den 25. mars. Vannprøve til UV-forsøket ble tatt fra Drammenselva den 29. august. Prøvene ble sendt/transportert til NIVAs laboratorium i Oslo hvor titreringsforsøk/UV-forsøk ble gjennomført samme uke som prøvene ankom. Prøver ble tatt ut for analyse av alkalitet, kjemisk oksygenforbruk (KOF, permanganat), konduktivitet, jern, mangan og TOC. KOF ble analysert av Eurofins, de øvrige analysene på NIVAs akkrediterte laboratorium. I titreringsforsøket ble det i tillegg det organiske materialet i vannprøvene karakterisert med fluorescens-spektroskopi og absorbanse av lys i spekteret 200-900 nm.

Tillaging av monokloraminløsning

Monokloraminløsning med nominell konsentrasjon på 200 mg aktiv klor/l ble brukt til tilsats av klor i titreringsforsøket og i UV-forsøket. Et volum på 250 ml av denne løsningen ble produsert fersk hver dag på følgende måte: 62,5 mg ammoniumklorid ble løst i 50 ml MilliQ-vann. I en volumetrisk glasskolbe ble 0,300 ml natriumhypokloritt (11-14 % w/w aktiv klor) fortynnet til 200 ml med MilliQ-vann, som gir en løsning med Cl₂/N-molforhold på 0,6. Denne løsningen ble så under omrøring helt forsiktig over i flasken med oppløst ammoniumklorid.

Bestemmelse av total aktiv klor

Vannprøver (15 ml) for bestemmelse av total aktiv klor ble tatt ut i 15 ml falkon-rør av polypropylen. Prøvene ble tilsatt 90 µl DPD⁵, 90 µl bufferløsning⁶ og en dråpe mettet kaliumjodidløsning. Prøvene

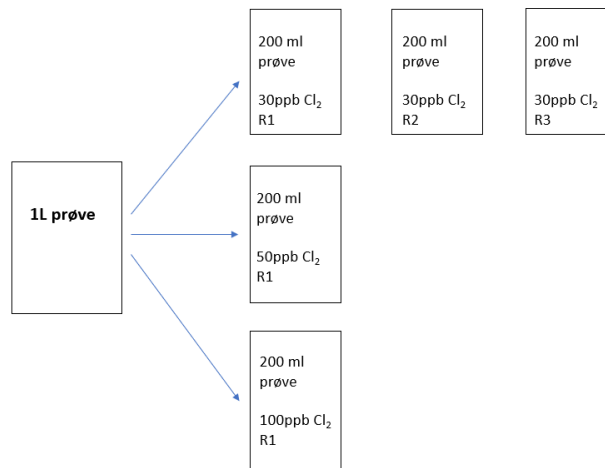
⁵ DPD: 0,15 g DPD 200 µl H₂SO₄ og 0,02 g EDTA tilsatt til en flaske med 100 ml MilliQ.

⁶ Buffer: 3 g Na₂HPO₄, 4,6 g KH₂PO₄ og 0,08 g EDTA tilsatt til en flaske med 100 ml MilliQ.

ble så holdt 1 time i mørke før analyse. Deretter ble absorpsjon av lys med bølgelengde 510 nm målt i kyvette med 10 cm lysvei i et spektrofotometer. Konsentrasjonen av total aktiv klor ble beregnet basert på sammenligning med absorpsjon i standardløsninger bestående av fortynnet natriumhypokloritt tilsatt DPD og buffer.

Titreering

Hver vannprøve ble delt i 5 underprøver. Disse ble tilsatt klor som monokloramin til 30, 50, 100 og 200 µg/l (Figur 14) og satt mørkt. Etter 5 minutter og/eller 30 minutter ble det tatt ut prøver til bestemmelse av klor (se over).



Figur 14. Oppsett av titeringsforsøket som ble gjennomført 25. mars. Titeringsforsøket ble kjørt i to runder. I analyserunden 4. februar ble det tilsatt 200 µg klor uten replikater i stedet for 30 µg. I figuren er det angitt ppb, som er det samme som µg.

Tester gjennomført i forbindelse med feltforsøket i Driva i oktober

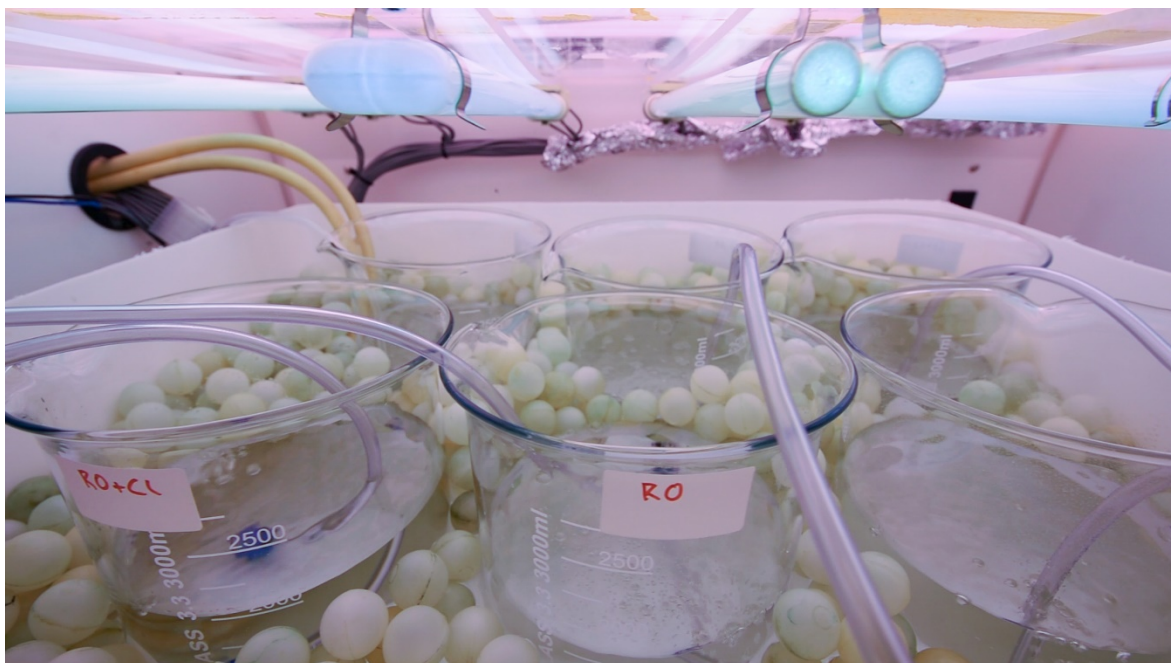
Det ble gjennomført tester i forbindelse med feltforsøket i Driva i oktober, bl.a. for å undersøke om resultatene samsvarer med det som ble observert under laboratorieforsøkene.

- Vannprøver fra Driva sperre ble tilsatt 10, 20, 40 og 80 µg/l klor som monokloramin og analysert etter 1 time.
- Vannprøver fra Driva sperre ble tilsatt 55 µg/l klor som monokloramin og analysert etter 5, 15, 30, 60 og 120 minutter.
- Triplikate vannprøver ble tilsatt 50 µg/l klor som monokloramin laget med Cl₂/N-molforhold på hhv. 0,6, 0,8 og 1,0. Prøvene ble analysert etter 30 minutter.

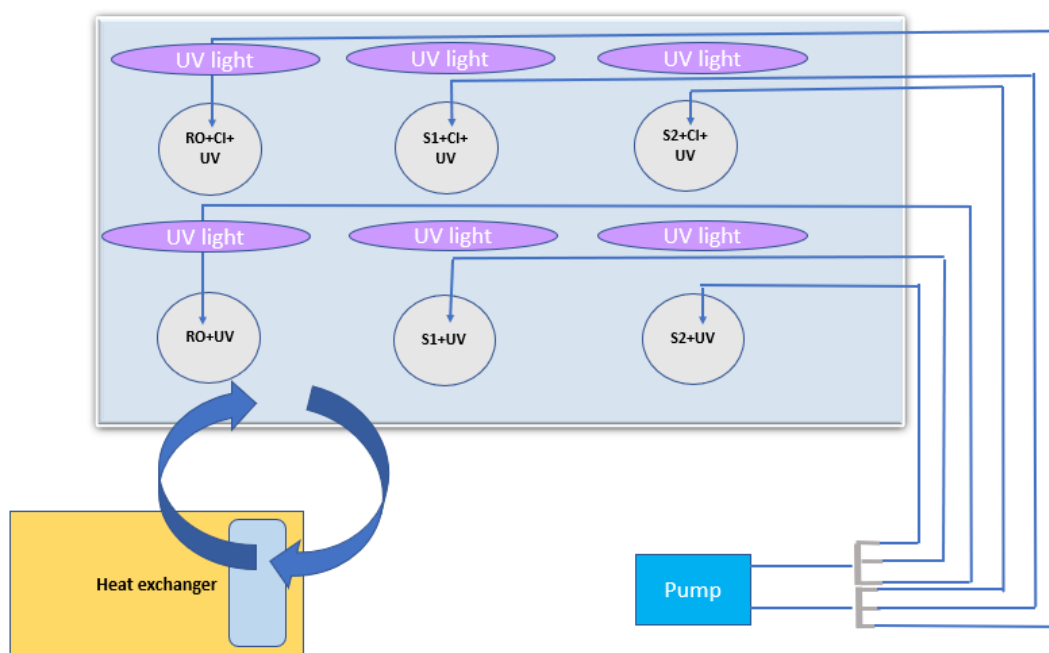
Bestråling med UV

Åpne begerglass (3 l) ble fylt med 2 l revers-osmose-vann (RO), vann fra Driva (S1) eller vann fra Drammenselva (S2). Vannet ble tilsatt 100 µg/l klor som monokloramin og plassert i et avkjølede vannbad (10-15 °C) i en UV-inkubator (Figur 15). Irradiansen av lys med bølgelengder i hhv. UVA- og UVB-delen av spekteret, ble satt til hhv. 19,9 og 0,5 W/m² som er representativt for forhold som kan forventes i Sør-Norge i slutten av september (Xie et al. under utarbeidelse). En viss omrøring av vannet ble opprettholdt ved langsom pumping av luft gjennom slanger stukket ned på bunnen av begerglassene. Reduksjonen av klor ble målt ved å ta ut prøver 0, 5, 15, 30, 60, 120 og 180 minutter etter tilsatt av klor. Total aktiv klor ble analysert som beskrevet over. Prøver som ikke var tilsatt klor, men ellers behandlet på samme måte, ble brukt som referanse (Figur 16). På denne måten kunne det

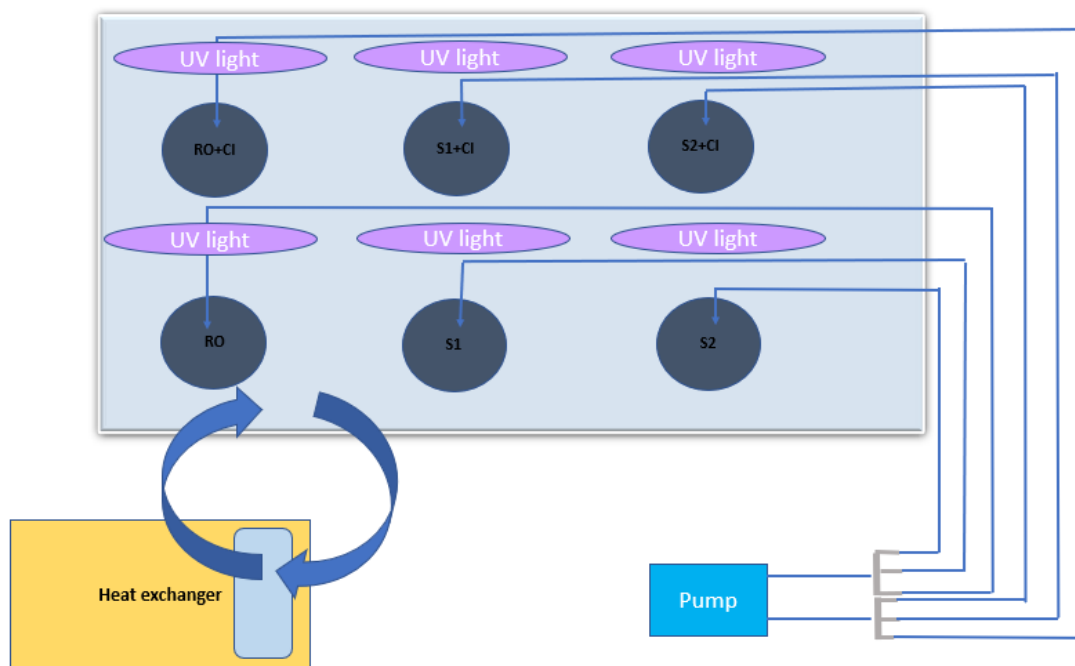
korrigeres for eventuelle effekter av bestråling av prøven, som var uavhengig av klor. Forsøket ble gjentatt med UV-belysning avslått (Figur 17).



Figur 15. Fotografi av forsøksoppsett med UV-lys. Foto: Anders Gjørwad Hagen/NIVA.



Figur 16. Forsøksoppsett med UV-lys.

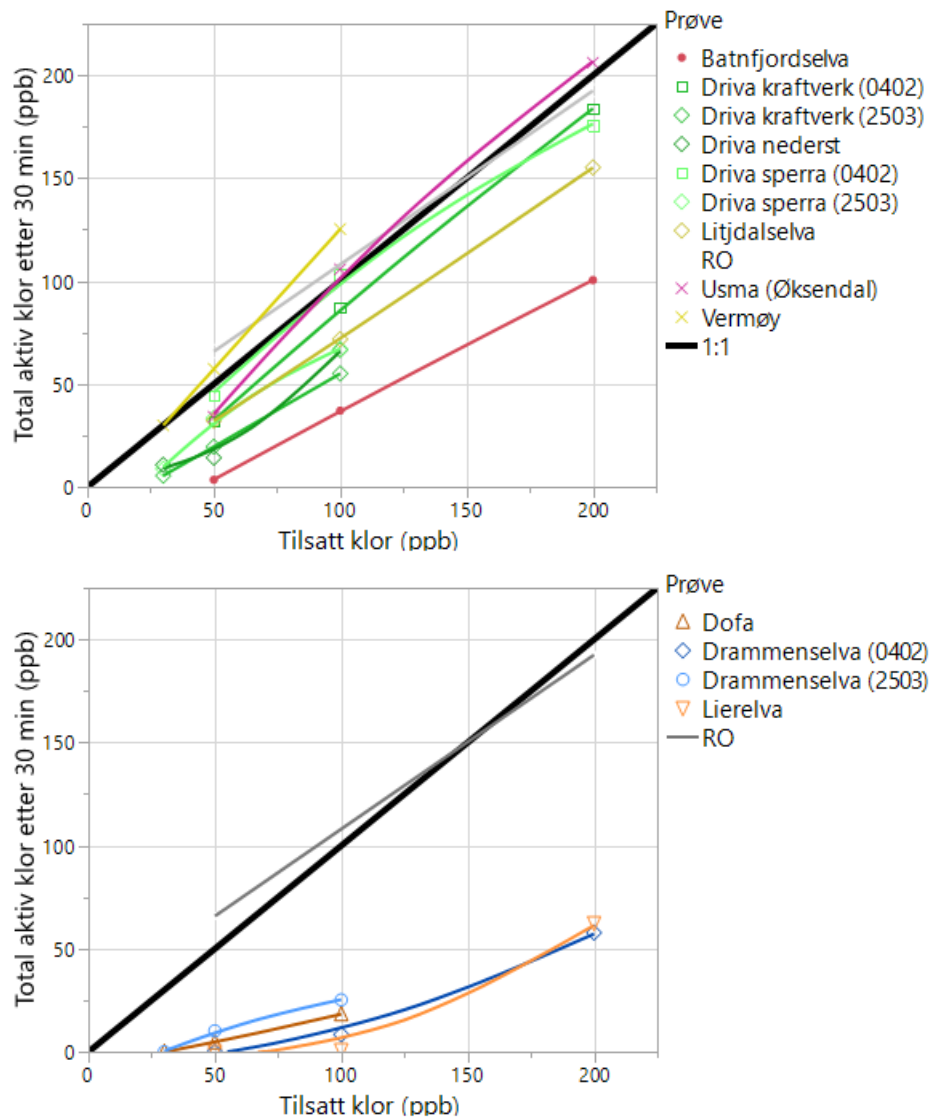


Figur 17. Forsøksoppsett i mørke.

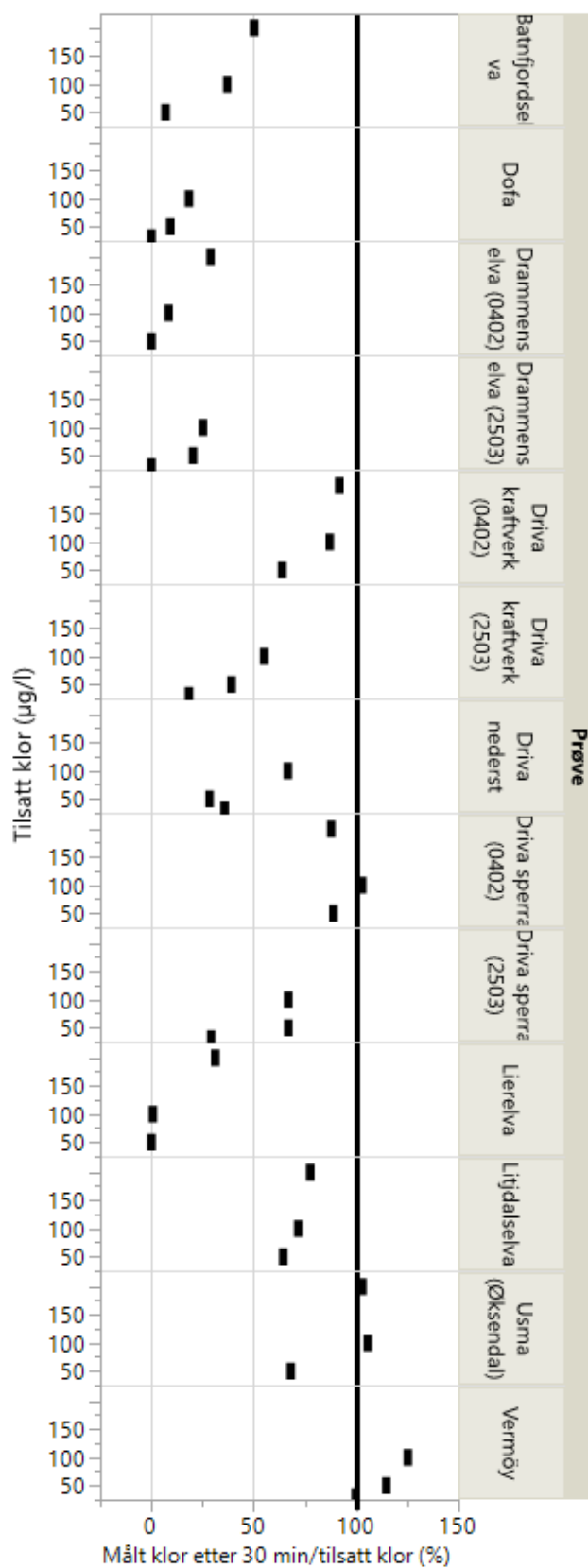
6.3 Resultater og diskusjon

Titreringsforsøk

Det var relativt stor forskjell på reduksjonen av klor mellom de ulike prøvene (Figur 18 og Figur 19). I revers-osmose-vann og grunnvann fra Vermøy var det ingen reduksjon av klor tilsatt som monokloramin etter 30 minutter. Også i vannprøver fra Usma og Litjdalselva var reduksjonen lav (< 50 %), selv ved laveste klordose. Klorforbruket var noe høyere i vann fra Driva ved laveste dosering (30-50 µg/l), men ved høyere doser (100-200 µg/l) var det relativt liten andel klor som ble brutt ned. Klorforbruket var betydelig høyere i vann fra Batnfjordselva, DOFA (Glitra), Lierelva og Drammenselva. Det var relativt liten forskjell på klorkonsentrasjonen 5 minutter og 30 minutter etter tilsats av klor (ikke vist), så det meste av reduksjonen hadde altså skjedd i løpet av de første 5 minuttene. I de fleste prøvene var det slik at andelen klor som ble brutt ned var betydelig høyere ved lave doser enn ved høye. Dette tyder på at vannprøvene inneholdt en liten mengde stoff(er) som reagerte raskt med klor. I prøven fra Batnfjordselva var klorreduksjonen vesentlig lavere enn under forsøksdoseringen i 2018 (Hagen et al., 2019). Dette kan skyldes at pH var høyere og vannet klarere i denne vinterprøven (Tabell 4) enn i den nedbørsrike perioden da feltforsøket i 2018 ble gjennomført. I prøven fra Drammenselva var klorreduksjonen marginalt høyere enn det som ble observert under forsøket på Hokksund i 2015 (Kortrapport, 2015). I prøven fra DOFA (Glitra) var klorreduksjonen betydelig høyere i denne vinterprøven enn den var under feltforsøket i 2017 (Hagen et al., 2018). Det er uklart hva som årsaken til dette siden vinterprøven var noe klarere enn under høstforsøket i 2017, mens verdiene for de andre variablene som ble analysert var relativt like. Det var også noe forskjell på klorreduksjonen i prøver tatt på samme sted 4. februar og 25. mars. Dette gjaldt prøver fra Driva kraftverk og Driva sperre, men ikke Drammenselva hvor resultatene for de to prøvene var tilnærmet like.



Figur 18. Konsentrasjon av total aktiv klor i prøver tatt 30 minutter etter tilsats av monokloramin. Den svarte linjen er 1:1 linjen, som tilsvarer ingen nedbrytning av tilsatt klor.

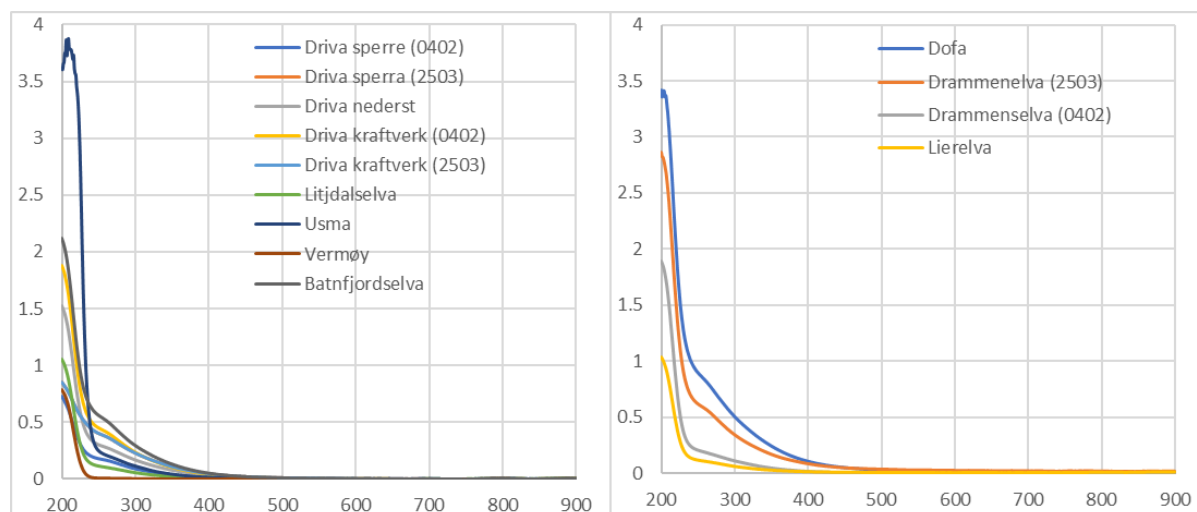


Figur 19. Målt klor i forhold til tilsatt klor som monokloramin. Figuren viser det samme som i Figur 18, men prosentvis reduksjon av klor.

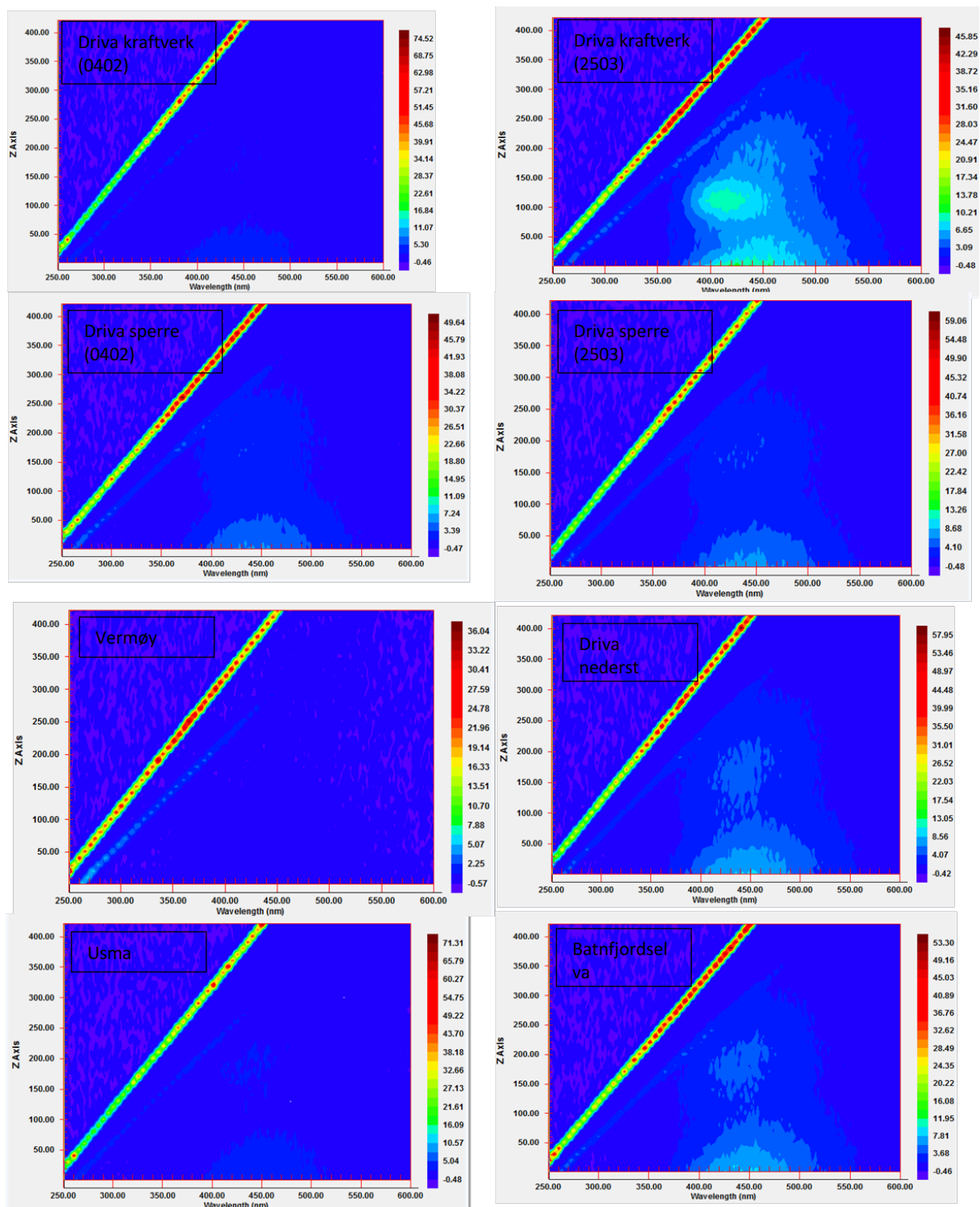
Tabell 4. Vannkjemi i prøvene som ble titrert med monokloramin.

Prøve	Prøvetakings dato	Alkalitet (mmol/l)	KOF Mn (mg O ₂ /l)	Konduktivitet (mS/m)	Jern (µg/l)	Mangan (µg/l)	pH	TOC (mg/l)
Driva kraftverk	25.03.2019	0,12	1,90	2,17	34,40	2,03	6,83	1,90
Driva kraftverk	04.02.2019	0,14	1,20	2,19	11,20	0,87	7,05	1,10
Driva sperre	25.03.2019	0,38	1,00	7,39	9,90	0,62	7,40	1,30
Driva sperre	04.02.2019	0,41	1,50	6,94	6,80	0,48	7,49	1,00
Driva nederst	25.03.2019	0,22	1,40	4,72	22,30	1,19	7,10	1,6
Litjdalselva	04.02.2019	0,12	0,61	3,51	10,40	0,32	6,96	0,38
Usma (Øksendal)	04.02.2019	0,12	1,10	2,89	7,40	0,61	6,90	0,74
Batnfjordselva	04.02.2019	0,18	1,80	5,67	41,10	3,25	7,01	1,20
Grunnvannskilde (Vermøy)	25.03.2019	0,27	0,24	8,64	0,89	0,03	7,35	0,11
DOFA (Glitra)	25.03.2019	0,74	4,00	9,50	92,50	6,85	7,71	4,50
Lierselva	04.02.2019	0,37	3,60	5,30	61,40	3,85	7,48	3,70
Drammenselva	04.02.2019	0,18	3,40	3,27	49,10	3,48	7,11	2,60
Drammenselva	25.03.2019	0,24	2,70	4,72	81,90	5,82	7,19	3,20

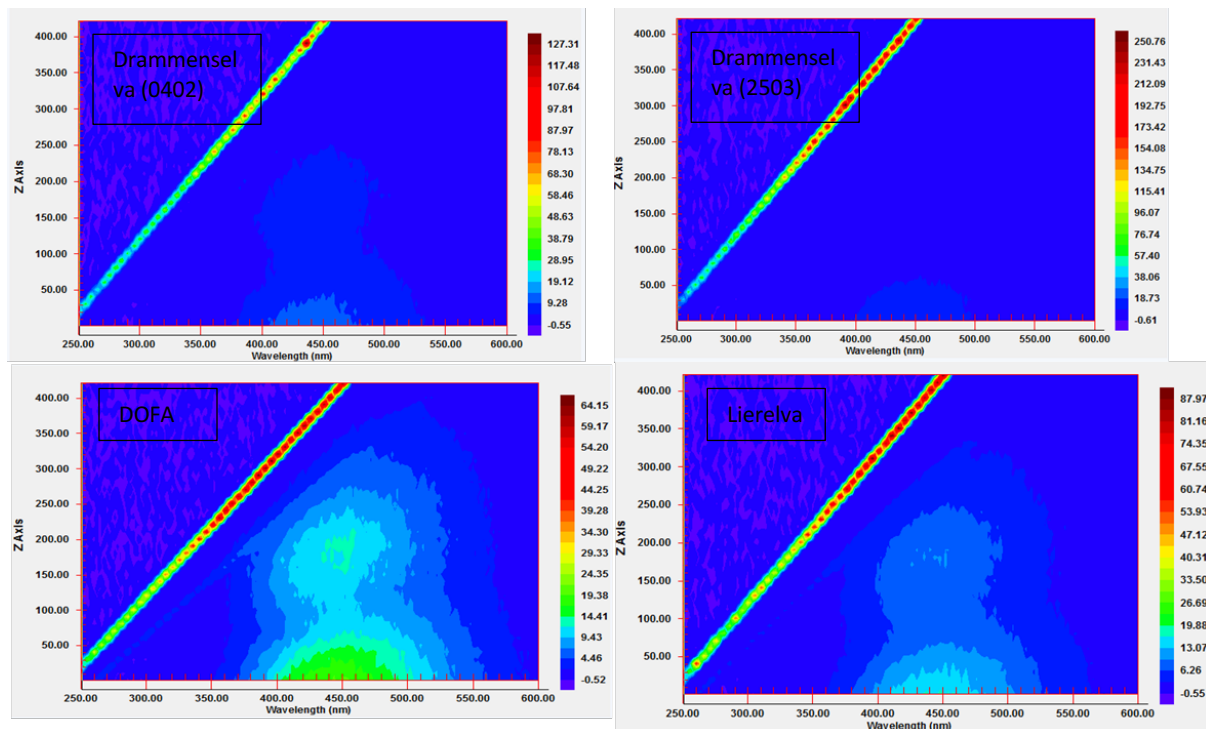
I tillegg til de vanlige kjemiske variablene listet i Tabell 4, ble det som nevnt også gjort optiske målinger. Resultatene er vist i Figur 20 og Figur 21. Fluorescensen i de prøvene der det ble registrert noe utslag, indikerte store aromatiske molekyler, sannsynligvis humus- og fulvosyrer av terrestrisk opprinnelse. Det var ingen indikasjoner på proteinlignende forbindelser eller andre mulige forbindelser, som ville ha gitt høyere fluorescensintensitet ved lavere emisjonsbølglengder. En prøve som skilte seg ut var den fra Driva kraftverk 25. mars, som for øvrig også hadde uvanlig høyt klorforbruk gitt den lave TOC-verdien. Mønsteret i fluorescensintensitet tyder på at forholdet mellom humussyrelignende forbindelser og fulvosyrelignende forbindelser var høyere i akkurat denne prøven enn i de andre.



Figur 20. Absorbans (y-akse) plottet mot bølglengde (x-akse).



Figurtekst: se neste side



Figur 21. Eksitasjonsemissions-matriser fra den spektroskopiske analysen av fluorescens. Her utgjør eksitasjonsbølglengden y-aksen (z-aksen) og emisjonsbølglengden x-aksen. Fargeskalaen angir fluorescensintensiteten i Raman-enheter. NB: det er ulike skalaer i de ulike panelene.

Det ble gjort en regresjonsanalyse for å finne ut i hvilken grad vannkjemiske støtteparametere kunne brukes til å predikere reduksjon av klor. Her var både parameterne fra Tabell 4 og indekser⁷ beregnet ut fra DOC og absorbans ved spesifikke bølglengder med. Klorreduksjonen var nærmest korrelert med KOF Mn, jern, mangan og TOC (Tabell 5). Multippel lineær regresjon med klorreduksjon etter 30 minutter ved tilsatt av 50 og 100 µg/l som avhengige variabler, viste at en modell basert på analyseparameteren *kjemisk oksygenforbruk* (KOF Mn) ga beste tilpasning til observert reduksjon av klor i prøvene. Inkludering av ytterligere vannkjemiske parametere i modellen forklarte ikke variasjonen i klorreduksjon mellom prøver bedre. Det understrekes at antallet prøver var lavt for denne type dataanalyse og at f.eks. pH-spennet mellom prøvene var lite. Betydningen av dette funnet skal derfor ikke overdrives.

Det har blitt utviklet modeller for klorkinetikk blant annet av US EPA (se <https://usepaord.shinyapps.io/Unified-Combo/>). Modellen til US EPA estimerte lav klorreduksjon (0-30 %) under gjeldende betingelser og undervurderte dermed klorreduksjonen i prøvene fra Drammensregionen. Det viser at det er viktig for vårt formål å lære mer om hva som påvirker kloreens nedbrytning i naturlig vann under relevante betingelser, spesielt siden klor i seg selv trolig ikke kan brukes til automatisk kontroll av dosering til elv.

⁷sUVa = Abs 254 nm * 100 / DOC
 sVISA = Abs 400 nm * 1000 / DOC
 SAR = Abs 254 nm / Abs 400 nm

Tabell 5. Korrelasjonsmatrise mellom klorkonsentrasjon 30 minutter etter tilsatt og andre variabler som prøvene ble analysert for.

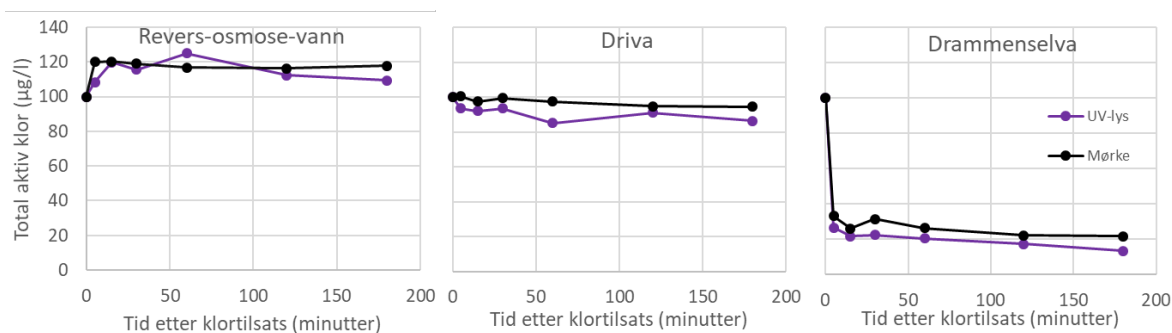
	Klor 30 min 50 ppb tilsatt	Klor 30 min 100 ppb tilsatt	Alkalitet	KOF Mn	Kond.	Jern	Mangan	pH	TOC	sUVa	sVISa	SAR
Alkalitet	-0.16	-0.28	1.00	0.52	0.82	0.50	0.52	0.93	0.61	-0.31	-0.20	-0.23
KOF Mn	-0.83	-0.88	0.52	1.00	0.11	0.90	0.89	0.42	0.95	-0.39	-0.54	-0.20
Kond.	0.16	0.03	0.82	0.11	1.00	0.19	0.23	0.85	0.20	-0.28	0.01	-0.26
Jern	-0.81	-0.86	0.50	0.90	0.19	1.00	0.99	0.36	0.94	-0.26	-0.26	-0.41
Mangan	-0.78	-0.82	0.52	0.89	0.23	0.99	1.00	0.37	0.91	-0.20	-0.20	-0.39
pH	-0.02	-0.19	0.93	0.42	0.85	0.36	0.37	1.00	0.49	-0.45	-0.30	-0.19
TOC	-0.78	-0.85	0.61	0.95	0.20	0.94	0.91	0.49	1.00	-0.39	-0.44	-0.37
sUVa	0.07	0.22	-0.31	-0.39	-0.28	-0.26	-0.20	-0.45	-0.39	1.00	0.91	0.09
sVISa	0.25	0.32	-0.20	-0.54	0.01	-0.26	-0.20	-0.30	-0.44	0.91	1.00	-0.33
SAR	0.33	0.41	-0.23	-0.20	-0.26	-0.41	-0.39	-0.19	-0.37	0.09	-0.33	1.00

Resultater fra tester gjennomført i forbindelse med feltforsøket i Driva

- Vannprøver fra Driva sperre ble tilsatt 10, 20, 40 og 80 µg/l klor som monokloramin og analysert etter 1 time. Etter én time ble klorkonsentrasjonene målt til hhv. 26, 64, 57 og 68 %. Dette er tilnærmet samme reduksjon som ble observert i prøven fra Driva sperre tatt 25. mars (Figur 19), men noe høyere reduksjon enn i vannprøven fra 4. februar og i forbindelse med UV-forsøket med prøve fra august (se neste avsnitt).
- Vannprøver fra Driva sperre ble tilsatt 55 µg/l klor som monokloramin og analysert etter 5, 15, 30, 60 og 120 minutter. Etter 5 minutter var klorkonsentrasjonen redusert til 56 % av det som ble tilsatt nominelt. Deretter var klorreduksjonen lav. Etter 2 timer var den fortsatt 48 % av det som ble tilsatt. Klorreduksjonen var altså omtrent som i punktet over.
- Det ble ikke påvist forskjeller på nedbryting av klor tilsatt som monokloramin laget med Cl₂/N-molforhold på hhv. 0,6, 0,8 og 1,0. Etter 30 minutter var klorkonsentrasjonen redusert til 52 % av nominelt tilsatt konsentrasjon for alle tre molforholdene, i samsvar med det som ble funnet i punktene over.

UV-bestråling

I forsøket i 2018 (19. – 23. juli) med vann fra Drammenselva ble klornivået i sterk sol redusert til 15-50 % etter 30 minutter sammenlignet med prøver som stod mørkt. Dette var en periode da det ble målt høye UV-doserater på Blindern (Svendby et al., 2019). Effekten av UV-lys i forsøket i inkubatoren var langt mindre enn dette og ble kun observert i naturlig vann, ikke i revers-osmosevann (Figur 22). Fotokatalysert nedbryting av klor var derfor lav under gjeldende betingelser. De øvrige analysene tyder på at vannkjemien i vannet fra Driva og Drammenselva var omtrent lik den i titreringsforsøket (Tabell 6). Klorforbruket var omtrent som under titreringsforsøket til tross for at de var tatt i en annen sesong. Avviket mellom resultatet fra forsøket i 2018 og gjeldende forsøk kan skyldes forskjeller mellom vannprøvene. Vi vurderer det imidlertid som mer sannsynlig at avviket skyldes ulike eksperimentelle betingelser som prøvevolum (1 versus 2 l), forskjell i omrøring (ingen versus forsiktig) og forskjell i irradians (høy versus moderat). Vi vurderer det også slik at betingelsene i gjeldende forsøk var mer realistiske med tanke på behandling av elv i september/oktober.



Figur 22. Målt klorkonsentrasjon plottet mot tid etter tilsats av 100 µg/l klor som monokloramin. Svarte symboler representerer utviklingen i mørke og lilla symboler utviklingen ved bestråling med 19,9 og 0,5 W/m² av lys i hhv. UVa- og UVb-delen av spekteret.

Tabell 6. Vannkjemi i prøvene som ble brukt i UV-forsøket.

	Dato	Alkalitet (mmol/l)	KOF Mn (mg O ₂ /l)	Konduktivitet (mS/m)	Jern (µg/l)	Mangan (µg/l)	pH	TOC (mg/l)
Driva	29.08.2019	0,20	1,10	3,70	6,40	0,47	7,17	0,73
Drammenselva	29.08.2019	0,16	3,50	3,51	52,90	4,55	7,07	3,30

6.4 Konklusjon

Reduksjonen av klor etter 30 minutter var betydelig lavere i prøver fra Drivaregionen enn i prøver fra Drammensregionen. Ett unntak var en prøve fra Batnfjordselva, hvor klorreduksjonen var betydelig høyere enn i resten av prøvene fra Drivaregionen. Det var også noe forskjeller sammenlignet med tidligere forsøk i Glitra og Batnfjordselva. Resultatene indikerer videre at fotokatalysert (UV) nedbryting av klor under behandling av norske elver i september/oktober vil være av relativt liten betydning.

Resultatene viste at klorreduksjonen kan variere betydelig mellom vassdrag og at den også kan variere betydelig i samme vassdrag i forskjellige sesonger. Kontroll med hva som påvirker reduksjonen av klor og hva som påvirker den biologiske effekten av en gitt klorkonsentrasjon, vil være avgjørende for planlegging og gjennomføring av behandlinger med klor i naturlige vassdrag. I tillegg vil kloranalyser under behandlingen gi mulighet til å kompensere for klorreduksjon ved å justere dosen som tilsettes.

6.5 Litteratur

- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Martínez Francés, E., 2019. Utvikling av klormetoden mot *Gyrodactylus salaris*. Feltforsøk i Batnfjordelva. NIVA-rapport 7359.
- Hagen, A.G., Hytterød, S., Olstad, K., Garmo, Ø.A., Darrud, M., Holter, T.H., Svendsen, J., Mo, T.A., Escudero-Oñate, C., Martínez Francés, E., Gjessing, M.C., 2018. Forsøksbehandling med monokloramin mot *Gyrodactylus salaris* i elva Glitra. NIVA-rapport 7238.
- Hagen, A.G., Hytterød, S. Garmo, Ø. & Olstad, K. Upublisert. GyroKlor: Klorforbindelser til kjemisk behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Kortrapport til Miljødirektoratet etter tilskudd til tiltak 2015, ref nr. 15RFBE7C.
- Svendby, T.M., Hansen, G.H., Bäcklund, A., Dahlback, A., 2019. Monitoring of the atmospheric ozone layer and natural ultraviolet radiation. Miljødirektoratet M-1462.
- Xie, L., Solhaug, K. A., Song, Y., Johnsen, B., Olsen, J.E., & Tollefsen, K. E. (In prep). Effects of artificial ultraviolet B radiation on the macrophyte *Lemna minor*: a conceptual study for toxicity pathway characterization.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærmingssmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no